BEZIEHUNGEN ZWISCHEN STRUKTURDIVERSITÄT UND VOGELPOPULATIONEN IN DER UMGEBUNG DES VERDICHTUNGSRAUMES VON SAARBRÜCKEN

Dissertation
zur Erlangung des Grades
eines Doktors der Philosophie
der Philosophischen Fakultät
der Universität des Saarlandes

vorgelegt von
ANDRÉ CYR
Montreal

Saarbrücken 1977

BEZIEHUNGEN ZWISCHEN STRUKTURDIVERSITÄT UND VOGELPOPULATIONEN IN DER UMGEBUNG DES VERDICHTUNGSRAUMES VON SAARBRÜCKEN

Dissertation
zur Erlangung des Grades
eines Doktors der Philosophie
der Philosophischen Fakultät
der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

A N D R É C Y R
Montréal

Saarbrücken 1977

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

Der Dekan: Prof.Dr. H. Gätje
Berichterstatter: Prof.Dr. P. Müller
Prof.Dr. J. Schmithüsen

Tag der letzten Prüfungsleistung: 15.7.1977

"Tout est dit, et l'on vient trop tard depuis plus de sept mille ans qu'il y a des hommes, et qui pensent. Sur ce qui concerne les moeurs, le plus beau et le meilleur est enlevé; l'on ne fait que glaner après les anciens et les habiles d'entre les modernes" LA BRUYÈRE

Thesen, immer schon von Theoretikern aufgestellt, schlagen sich in einer Flut von Schriften nieder. Es ist praktisch unmöglich, alles zu lesen, alles zu bedenken, um nur Neues zu erarbeiten. Theorien sind aber nicht Grundlage aller wissenschaftlichen Arbeit. FRETWELL (1972) sagt mit Recht: "Theory-free data can be productive", auch wenn sich diese Überlegung nicht so recht in unsere heutige Wissenschaft einfügen will, der eher eine hypothetisch-deduktive Philosophie zugrunde liegt. Ein kleines Stück auf diesem "theorienfreien" Weg führte zu einigen der in vorliegender Arbeit durchgeführten Analysen.

Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41547310_0008

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Verzeichnis der Abbildungen	v
Verzeichnis der Tabellen	vii
1. Einleitung und Problemstellung	1
2. Methode	6
2.1 Vogelbestandsaufnahmen	6
2.11. Kartierungsmethode	7
2.12. Untersuchung von Höhlenbrütern	22
2.13. Beringung	23
2.2 Diversitätsanalyse	24
2.3 Untersuchung von ausgewählten abiotischen Faktoren	30
2.4 Vegetationsanalyse	33
3. Das Untersuchungsgebiet	38
3.1 Geologische und morphologische Überblick	38
3.2 Klimatische Gegebenheiten	43
3.3 Helligkeitsverhältnisse	49
3.4 Beschreibung der Pflanzengesellschaften	52
4. Vogelgemeinschaften	60
4.1 Abundanz	60
4.11. Überblick	60
4.12. Monatliche Abundanz	61
4.13. Wöchentliche Abundanz	64
4.2 Dominanz	67
4.21. Schanzenberg	67
4.22. Kaninchenberg	70
4.23. Winterberg	73
4.24. Tierpark	74
4.3 Diversität der Vogelgemeinschaften	76
4.4 Zeitliche Änderungen der Gemeinschaften	81
4.41. Vergleich zwischen den Jahren	81
4.42. Verhältnis zwischen den wöchentlichen Ergebnissen	84
4.5 Verteilung der Bruten	88

Seite

5. Höhlenbrüter 93
5.1 Abundanz 93
5.2 Diversität der Höhlenbrütergemeinschaften 99
5.3 Brutphänologie bei Höhlenbrütern 100
6. Analyse der Vogelgemeinschaften in Zusammenhang mit den Vegetationsmerkmalen 106
6.1 Korrelationen zwischen den Vegetationselementen und der Abundanz bzw. der Diversität der Avifaunen 106
6.2 Beziehungen zwischen der Schichtung und den Vogelarten 114
6.21. Höhlenbrüter 115
6.22. Gesamtheit der Vogelgemeinschaften 123
7. Diskussion 131
7.1 Brut und zeitliche Änderung der Abundanz 131
7.2 Mikroklima- und Vegetationseinflüsse auf die Brut 136
7.3 Diversität 141
7.4 Einfluß der Urbanisierung auf die Avifauna 153
8. Zusammenfassung 157
Summary 160
9. Literatur 164
10. Anhang : Tabellen 182

Verzeichnis der Abbildungen

		Seite
1.	Lage der Probeflächen	8
2.	Isohypsen eines Teils des Saarbrücker Raumes	9
3.	Fläche S Kontrollblatt	13
4.	Fläche K Kontrollblatt	14
5.	Fläche W Kontrollblatt	15
6.	Fläche T Kontrollblatt	16
7.	Einfluß des Vervielfältigungsfaktors der Daten auf die Diversitätsergebnisse nach der Brillouin-Formel	26
8.	Schnitte durch charakteristische Teile jeder Fläche	32
9.	Deckungsgrad der Vegetation einiger Schichten auf S und K (Abb. 9a) und W und T (Abb. 9b)	36-37
10.	Klimogramm der Jahresschwankungen der Niederschläge in Abhängigkeit von den Temperaturen	44
11.	Monatliche Klimadaten während der Untersuchungsjahren	45
12.	Wöchentliche Temperatur und Niederschlagsschwankungen	47
13.	Mikroklima der Untersuchungsgebiete	48
14.	Beziehung zwischen Helligkeit und Tageszeit	51
15.	Deckungsgrad-Profil der Vegetation der Untersuchungflächen	56
16.	Brutphänologie bei drei Höhlenbrüterarten	62-63
17.	Zeitliche Änderung der Diversität, der Äquität und der Abundanz der Vogelgemeinschaften	65
18.	Dominanzstruktur der Vogelgemeinschaften	68
19.	Registrierte Bewegungen beringter Individuen von drei Arten	72
		72
20.	Beziehung zwischen Brillouin- und Shannon-Wiener-Diversität bei den wöchentlichen Ergebnissen von 1975	77
21.	Beziehung zwischen Diversität und Äquität bei wöchentlichen Ergebnissen mit Regressionsgeraden	80
22.	Zeitliche Änderung der wöchentlichen Abundanz einiger Arten	90
		90
23.	Räumliche und zeitliche Änderung der Reviergrenzen	92
24.	Verteilung der von den Höhlenbrüterarten besetzten Nistkasten auf S, K, W und T (Abb. 24 a bis d)	94-97

Seite

25. Beziehung zwischen Abundanzwerten bei Kohlmeise und Blaumeise bzw. Trauerschnäpper 99
26. Beziehung zwischen Legebeginn und Eierzahl für drei Höhlenbrüterarten 104
27. Beziehung zwischen Eierzahl und Prozentsatz der ausgeflogenen Jungen 105
28. Beziehung zwischen Deckungsgrad der Vegetation und Vogelabundanz aller Flächen 108
29. Beziehung zwischen Vogelabundanz und Artenzahl 110
30. Beziehung zwischen Vogelabundanz und Artendiversität 111
31. Beziehung zwischen Artenzahl und Artendiversität 112
32. Lineare Anordnung der Höhlenbrüter und der 12 Hauptarten auf der Diskriminanzfunktionsachse nach Deckungsgrad in 5 Schichten 118
33. Verteilung der Reviere einiger Arten 126
34. Vegetationsprofil in den Revieren der 12 Hauptarten 129
35. Modell für die Problematik der zeitlichen Änderung der Reviergrenzen einer Art auf t-Achse 133
36. Vorstellung von den Beziehungen zwischen einigen Faktoren, die die Brut und die Populationsdynamik der Kohlmeise beeinflüssen können 137
37. Beziehung zwischen Artenzahl und Artendiversität für verschiedene Daten 144

Verzeichnis der Tabellen (s. Anhang, S. 182 ff.)

1. Übersicht der Merkmale der Untersuchungsflächen
2. Anzahl der Kontrollen pro Monat und Fläche in den jeweiligen Jahren
3. Dauer der Kontrollen pro Fläche und Jahr
4. Wissenschaftliche Namen der im Text erwähnten Vogelarten sowie verwendeten Abkürzungen und Wanderungsart
5. Analyseverfahren der wöchentlichen Abundanzen der Vogelgemeinschaften
6. Ergebnisse der quantitativen Vegetationsaufnahmen auf S
7. Ergebnisse der quantitativen Vegetationsaufnahmen auf K
8. Ergebnisse der quantitativen Vegetationsaufnahmen auf W
9. Ergebnisse der quantitativen Vegetationsaufnahmen auf T
10. Deckungsgrad in % der einzelnen Schichten jeder Fläche und ihre Verteilung in den jeweiligen Klassen sowie Ergebnisse der Deckungsgraddiversität
11. Überblick über die Ergebnisse
12. Kriterien benutzt, um die Abgrenzung der Reviere und die Abundanz festzustellen
13. Monatliche Abundanz der Avifauna /10ha und J-Werte
    A. Schanzenberg
    B. Kaninchenberg
    C. Winterberg
    D. Tierpark
14. Prozentsatz der Jahresvögel, Teilzieher und Sommervögel pro Jahr und Fläche
15. Prozentsatz der monatlichen Abundanz, bezogen auf die Gesamtabundanz pro Jahr und Fläche
16. Anzahl der Fänge und Wiederfänge auf K, 1975
17. Artendiversität pro Monat und Saison in allen Probeflächen in den beiden Jahren
18. Differenz der Artenzusammensetzung zwischen den Probeflächen
19. Rangmäßige Anordnung der Probeflächen nach Ähnlichkeitsgrad ihrer H'_{diff}-, Artenzahl- und Abundanz-Differenz

20. Korrelationskoeffizient zwischen Abundanz, Artenzahl, Diversität und Äquität
21. t-Test der Paardifferenz bei den Abundanzwerten der Arten zwischen 1974 und 1975
22. Varianzanalyse anhand der Mittelwerte der wöchentlichen Abundanz der Probeflächen
23. t-Test der Paardifferenz bei den wöchentlichen Ergebnisse zwischen den Flächen
24. Zeitliche Diversität
25. Wöchentliche Abundanz der Avifauna im Jahre 1975
26. Abundanz der Höhlenbrüter
27. Diversität und Äquität der Höhlenbrüter
28. Brutphänologische Daten bei drei Höhlenbrüterarten
29. Legebeginn je nach Brutperiode, Fläche und Jahr und t-Test Ergebnisse zwischen den Flächen
30. Unterschiede im Legebeginn zwischen drei Arten
31. X^2-Test bzgl. Eierzahlhäufigkeit zwischen 1974 und 1975 bei drei Höhlenbrüterarten
32. Korrelationskoeffizient zwischen Strukturmerkmale der Vegetation und der Abundanz bzw. der Diversität der Vogelgemeinschaften
33. Mittlerer Dekungsgrad in % der 5 Schichten bei den von Höhlenbrüterarten besetzten Nistkästen
34. Diskriminanzfunktionsanalyse für gegenübergestellte Höhlenbrüterarten nach Deckungsgrad in 5 Schichten
35. Mittlerer Deckungsgrad in % der Schicht 5 bei den von drei höhlenbrüterarten besetzten Nistkästen
36. Mittlerer Deckungsgrad in % aller Schichten an den von Kohlmeise während der ersten bzw. zweiten Brutperiode auf K besetzte Nistkästen
37. Mittlerer Deckungsgrad in % der 5 Schichten in den Revieren der 12 Hauptarten in den Jahren 1974 und 1975
38. Diskriminanzfunktionsanalyse für gegenübergestellte Arten nach Deckungsgrad in 5 Schichten
39. Anordnung der in Tab. 37 stehenden Arten nach zunehmendem mittlerem Deckungsgrad in den 5 Schichten

1. Einleitung und Problemstellung

Die Verteilung der Individuen einer Art in einem Biotop einer willkürlich abgegrenzten Zone, nachstehend Probefläche genannt, ist keine zufällige Erscheinung (SVÄRDSON 1949). Zahlreiche Faktoren entscheiden darüber, ob eine Art in diesem Biotop leben kann, mit anderen Worten, ob der Biotop mit seinen spezifischen Eigenschaften den psychologischen Bedürfnissen einer Art gerecht wird (LACK 1933,1937b). Es kann in diesem Zusammenhang z.B. der Fall sein, daß eine Art nicht die Nahrungsquellen finden kann, derer sie bedarf, oder daß sie aufgrund ihrer eigenen Anpassungen oder durch die Konkurrenz anderer besser adaptierter Arten keinen Zugang zu ihnen hat (HILDEN 1965). Auch die Gefahr, einem Feind zur Beute zu fallen, weil sie nicht entsprechend, z.B. zur Tarnung, geschützt ist, kann sie daran hindern, einen Biotop zu besetzen.

Hat eine Art einmal durch natürliche Auslese Anpassungsmerkmale und die psychologischen Eigenschaften erworben, die es ihr ermöglichen, einen Biotop zu besetzen und sich darin zu behaupten, d.h. sich darin mit Erfolg fortzupflanzen, so treten zahlreiche neue Faktoren auf, um sie in ihrer Expansion als Art einzuschränken (HILDEN 1965). Auch diese Faktoren, die die Dichte einschränken, sind nicht zufällig. Die Anzahl der Individuen der Art hängt ebenso wie deren Verteilung von mehreren Faktoren ab, und bis jetzt ist das Streitgespräch zwischen den Vertretern zweier Theorien, die beide eine Erklärung für die Dichteregulierung in Tiergemeinschaften liefern wollen, noch nicht beendet (vgl. LACK 1966: 281 ff.).

Eine Tierbiozönose umfaßt eine Gesamtheit von Formen, die in einem gegebenen Ökosystem leben. Entsprechend der Anliegen vorliegender Arbeit ist im Hinblick auf bestimmte räumliche wie zeitliche Einschränkungen unter dem Begriff "Gemeinschaft" die Gesamtheit der Brutvogelpopulationen zu verstehen, die sich (während der Brutsaison, daher einmal) in einer definierten Probefläche befinden. Entsprechend wird die Gesamtheit der in einer Probefläche lokalisierten Individuen einer Art als Population angesehen. Die untersuchten Vogelpopulationen setzen sich in erster Linie aus Passeriformes zusammen, und ihre Individuen bewohnen während der Fortpflanzungszeit einen Lebensraum, der Revier genannt wird. Durch revierbezogene Verhaltensmechanismen

verteidigen die Individuen einer Art ein Revier und schließen sich während dieser Zeit gegenseitig aus (vgl. z.b. NICE 1941 u. HINDE 1956 u. Zitate dort).

Die Konkurrenz, die durch die Territorialität oder durch die im hierarchischen System herrschende Aggressivität zwischen den Individuen einer Population ausgelöst wird, erschwert die Ausdehnung des Reviers eines Individuums und somit die unbegrenzte Zunahme der Individuenzahl, die eine Probefläche tragen kann. Die vorhandene Nahrungsmenge ist ebensowenig unbegrenzt, und gerade die Aufzucht der Jungen hängt besonders von der Abundanz und Zugänglichkeit der Nahrungsquellen ab, die ihrerseits wiederum von der Vegetationsabundanz und der Vegetationsstufung reguliert werden (LACK 1966).

Es ist Ziel der vorliegenden Untersuchung, strukturelle Variablen zu erarbeiten, die Vogelgemeinschaften beeinflussen können, und Beziehungen zu analysieren, mit denen sich bestimmte Erscheinungen in der Verteilung oder der Zusammensetzung von Vogelgemeinschaften in ihrem Biotop erklären lassen. Die Entscheidung fiel darauf, möglichst vergleichbare Waldbiotope zu untersuchen, die im Verdichtungsraum von Saarbrücken liegen und von vornherein verschiedenen urbanen Einflüssen ausgesetzt sein können. Auf der Grundlage dieser Untersuchung kann dann auch darüber diskutiert werden, in welchem Umfang die Informationsdiversität, die Ausdruck der Organisation einer Gemeinschaft ist, auf die Avifauna übertragen, als Indikator für ein "städtisches" Ökosystem dienen kann. Obwohl die betrachteten Biotope innerhalb von Stadtgrenzen liegen und einige Arten urbanen Charakter haben (ERZ 1964, SAEMANN 1970), kann man die Gemeinschaften, insgesamt genommen, nicht als urban bezeichnen. Da der Status der Arten für die Region des Verdichtungsraumes Saarbrücken erst in jüngerer Zeit bestimmt wurde (MEISCH & MÜLLER 1969), wird er hier nicht mehr diskutiert, wenngleich die quantitative Aufzählung der Brutvogelarten einige zusätzliche Informationen liefern kann.

Es ist allgemein anerkannt, daß die poikilothermen Tiere und die niederen Vegetationsformen aufgrund ihrer größeren Empfindlichkeit gegenüber dem Klima und wahrscheinlich auch den Veränderungen in einem Ökosystem als die besseren Indikatoren für die Umweltqualität anzusehen sind (vgl. u.a. ELLENBERG 1972, MÜLLER 1974, SCHÄFER 1975,

THOMÉ 1976). Die Vögel wurden auch bereits als Indikatoren für die Untersuchung von Veränderungen ihres Biotops herangezogen, denn die Mehrzahl der Arten ist an einen bestimmten Biotop adaptiert, und die Entwicklung einer Gemeinschaft auf einem Sukzessionsgradienten zeigt sehr gut, an welcher Stelle zahlreiche Arten spezialisiert sind (z.B. FROCHOT 1971, DIERSCHKE 1973, BATTEN 1972, WILLIAMSON 1972, FERRY & FROCHOT 1974, GLOWACINSKI & WEINER 1976, u.a.). Um sich über den Umfang der Beziehungen, die herausgearbeitet werden können, Klarheit zu verschaffen, muß man nach Möglichkeit mehrere Faktoren analysieren, um somit jene zu finden, die für die Bindung der Avifauna an ihr Biotop ausschlaggebend sind. Insbesondere wird die strukturelle Komponente des Biotops unter anderem in Hinblick auf die Diversität der Struktur in Beziehung zu der der Vogelgemeinschaften, ihrer Zusammensetzung und der Verteilung ihrer Individuen analysiert, denn in einem natürlichen ebenso wie einem künstlichen Biotop scheint sie von entscheidender Bedeutung für die Vögel zu sein (vgl. z.B. LACK 1933, MACARTHUR 1964, ERZ 1964, HILDEN 1965, TOMOFF 1974, CYR 1975, ERSKINE 1975, PEARSON 1975).

Die Analyse der Diversität eines Biotops und der darin lebenden Formen kann auch zur Bestimmung des Informationsgehaltes eines lebenden Systems verhelfen (vgl. z.B. MÜLLER 1976, MÜLLER & SCHÄFER 1976). Auch dürfte sie anhand des Reichtums der in einem Biotop lebenden Tierformen eine Raumbewertung ermöglichen. Nach MACARTHUR (1968) versucht der Ökologe, im Ökosystem Konstanten ("pattern") zu ermitteln. In diesem Sinne kann auch die Beschreibung bestimmter Elemente der ökologischen Valenz von Vogelarten in Form eines Indikators als Werkzeug für die Auswertung des Bestandes und der Qualität eines zu schützenden Biotops dienen (vgl. DIAMOND 1975, JOHNSON 1975, u.a.).

Man kann sagen, daß innerhalb einer Vogelgemeinschaft bestimmte Arten in der Form eine bestimmte Nische besetzen, daß man sie als eine isolierte und unabhängige Einheit ansehen kann. So haben ENEMAR & SJÖSTRAND (1972) und ENEMAR et al. (1972) gezeigt, daß die Anbringung von Nistkästen in einer Probefläche die Individuenzahl dadurch beeinflußt, daß neue Nischen geschaffen werden; diese Zunahme wirkt sich aber nicht auf die Dichte der anderen Vogelarten aus. Aus diesem Grunde kann man die Gesamtheit der Höhlenbrüter als

eine getrennte Untereinheit ansehen.

Schon sehr früh hat man Nistkästen verwendet, um Vögel anzulocken, und zahlreiche, immer wieder neu durchgeführte Untersuchungen zeigen, wie nützlich diese Methode ist, um das Brüten der die Nistkästen benutzenden Arten zu untersuchen, aber auch, um andere Erscheinungen, die mit der Biologie der Vögel oder den Abundanzschwankungen in Zusammenhang stehen, zu untersuchen, oder schließlich, um experimentelle Untersuchungen durchzuführen. Ein Studium der Literatur über dieses Thema der Benutzung von Nistkästen allein wäre von seinem Umfang her undurchführbar. Zur Illustration der verschiedenen Untersuchungstypen, die bereits durchgeführt wurden, sollen nur einige ausgewählte Autoren erwähnt werden: KRÄTZIG(1939), GIBB (1050), KLUYVER (1951,1966), LACK (1954,1958,1966), CURIO (1959a,b), PERRINS (1963), PFEIFER (1963), LÖHRL (1964,1970,1973), BERNDT & STERNBERG (1968). DHONDT (1970,1971), HAARTMAN (1972), VAN BALEN (1973) BERNDT & WINKEL (1974). Der Vorteil der Verwendung von Nistkästen besteht nach LACK (1966) darin, daß nahezu die Gesamtheit der Höhlenbrüterpopulationen die Nistkästen zum Brüten verwendet.

Die Höhlenbrütergemeinschaften werden auf die gleiche Art und Weise wie die Vogelgemeinschaften insgesamt analysiert, um ihre besonderen Beziehungen zur Strukturdiversität gewisser Waldbiotope im Verdichtungsraum von Saarbrücken festzustellen und im einzelnen untersuchen zu können, welchen Einfluß die klimatischen und vielleicht auch urbanen Verhältnisse auf einige Aspekte der Biologie und der Brutphänologie dieser Höhlenbrüterarten möglicherweise ausüben.

Ich möchte an dieser Stelle allen denjenigen, die am Zustandekommen der vorliegender Arbeit in irgendeiner Form beteiligt sind, meinen tiefen Dank aussprechen. Insbesondere danke ich Herrn Stadtgartendirektor Sauer, Saarbrücken, für die Erlaubnis, meine Untersuchungen in den Waldgebiete der Stadt Saarbrücken durchzuführen; ebenso danke ich der für diese Gebiete jeweils zuständigen Forstpolizei für ihre Hilfe. Den Mitarbeitern der Abteilung Biogeographie des Geographischen Instituts der Universität des Saarlandes danke ich für ihre Hilfe beim Zusammentragen der mikroklimatischen Daten sowie für zahlreiche Diskussionen, insbesondere den Herren W. Erhardt, Dr. P. Nagel und Dr. M. Thomé für ihre Kritik zu einigen Abschnitten der Arbeit. Herr R. Strotmann hat freundlicherweise zwei Computerprogramme als Berechnungsmittel erstellt.

Frau Ingrid Schreiber danke ich für die Übersetzung meiner Arbeit sowie für zahlreiche kritische Verbesserungsvorschläge.

Für die Überlassung des Themas dieser Dissertation danke ich Herrn Prof. Dr. P. Müller, Saarbrücken. Ich möchte ihm auch für sein Interesse, seine Diskussionsbeiträge und die mir erteilte Unterstützung danken.

Ohne die Hilfe meiner Frau Janine wäre vorliegende Arbeit nicht möglich gewesen. In selbstloser Weise hat sie daran mitgewirkt und den Text durch ständige Kritik wesentlich verbessert. Ihr habe ich besonders zu danken.

Dem "Conseil National de Recherches du Canada" und dem "Ministère de l'Éducation du Gouvernement du Québec, Canada" danke ich für die finanzielle Unterstützung, die notwendige Grundlage für die mehrjährigen Analysen war.

2. Methode

2.1 Vogelbestandsaufnahmen

Zahlreiche hochentwickelte und bewährte Methoden zur Erfassung von Brutvogelgemeinschaften wurden bisher diskutiert. LACK 1937a, KENDEIGH 1944, NEF 1962, DORST 1963, OELKE 1966, BLONDEL 1969, BERTHOLD 1976, u.a. unterscheiden zwischen Methoden vom relativen und solchen vom absoluten Typ. Innerhalb der relativen Methoden unterscheidet man die linearen ("transect counts", "survey strips", IKA: LINDSDALE 1928, DICE 1930, PALMGREN 1930,1941, BRECKENRIDGE 1935, KLOCKARS 1936, DAVIS 1942, MERIKALLIO 1946, KENDEIGH 1956, YAPP 1956, FERRY & FROCHOT 1958,1968,1970, AMMAN & BALDWIN 1960, FERRY 1960, WASILEWSKI 1967, ENEMAR & SJÖSTRAND 1967,1970, BLONDEL et al. 1970, EMLEN 1971) und die punktuellen (IPA, "roadside census", Fang-Wiederfang, u.a.: NICE & NICE 1921, LINDSDALE 1928, DICE 1930, DAMBACH & GOOD 1940, HOWELL 1951, BOND 1957, YAPP 1962, KRZANOWSKI 1964, ROBBINS & VAN VELZEN 1967,1969, BLONDEL et al. 1970, ERSKINE 1970, VAN VELZEN & ROBBINS 1971, BLONDEL 1975a, GALLNER 1975). Die aufgrund der Anwendung dieser Methoden gewonnenen Ergebnisse geben die Individuenzahl je Zeit- oder Entfernungseinheit oder auch entsperchend einer dem Beobachter bekannten Konstanten wieder (BLONDEL 1969).

Hingegen beziehen sich die nach der absoluten Methode gewonnenen Ergebnisse jeweils auf eine Flächeneinheit; diese Methode ist anwendbar, wenn die Populationen an den Raum gebunden sind. Zu ihrer Darstellung dient u.a. die Kartierungsmethode, die davon ausgeht, daß die Vögel wenigstens während eines Teils der Fortpflanzungszeit Territorien besitzen. Der Beobachter kann infolgedessen das gleiche singende Männchen oder das gleiche Brutpaar mehrere Male am gleichen Ort beobachten, so daß das Revier dieses Männchens oder Brutpaares kartographisch erfaßt werden kann.

Die Anwendung einer spezifischen Methode zur Erfassung von Vögeln hängt von dem Forschungsziel ab. Die Methoden vom relativen Typ haben sich speziell für die Untersuchung der Diversität von Vogelpopulationen bewährt (z.B. BLONDEL 1975). Die Kartierungsmethode ermöglicht aber dazu genaue Aussagen über die Abundanz und die räumliche Verteilung

der Individuen, und ihre Ergebnisse sind besonders für die Untersuchung der Biotopansprüche und der Biotopwahl eines Vogels sowie die Untersuchung der zeitlichen Veränderung der Populationsbestände innerhalb einer Saison geeignet (CYR 1974,1975,1976a). Im Hinblick darauf, daß Untersuchungen dieser Art anstehen, wurde für die Vogelbestandsaufnahmen die Kartierungsmethode angewandt. Diese Methode ist im einzelnen von zahlreichen Autoren beschrieben worden (WILLIAMS 1936, KENDEIGH 1944,1947, POUGH 1950, ENEMAR 1959, DORST 1963, HALL 1964, WILLIAMSON 1964, ERZ et al. 1967,1968, BLONDEL 1969, INTERNATIONAL BIRD CENSUS COMMITTEE 1970, JØRGENSEN 1971, ENEMAR et al. 1973, OELKE 1974). Trotz erheblicher Kritik wird sie allgemeinen als Grundlage für den Nachweis der Bedeutung anderer Methoden verwendet (FERRY & FROCHOT 1958,1970, EMLEN 1971, FROCHOT 1971, BERTHOLD 1976, MANNES & ALPERS 1975). Sie wird z.B. in England seit langem auf breiter Basis eingesetzt, um u.a. Schwankungen in den Populationsbeständen auf großem Raume zu beobachten (vgl. WILLIAMS 1936, KENDEIGH 1944, HALL 1964, WILLIAMSON & HOMES 1964, VAN VELZEN 1972a). Einige Autoren halten diese Methode trotz ihrer Grenzen und Mängel sogar für die genaueste (BOND 1957, ENEMAR 1959, PETERS 1963, BLONDEL 1969).

2.11. Kartierungsmethode

2.11.1 Auswahl des Untersuchungsgebietes

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung sollten Probeflächen ausgewählt werden, die verschiedenen urbanen Einflüssen unterliegen (vgl. ANONYMUS 1972). Da Waldinseln innerhalb des bebauten Stadtgebietes vorhanden sind, war es angebracht, Waldbiotope für die Untersuchung heranzuziehen (Abb. 1; vgl. auch Abb. 2). Im Hinblick auf eines der Ziele der Untersuchung, nämlich die Feststellung, in welchem Umfang sich die Urbanisierung auf die Avifaunen auswirkt, sollten die Probeflächen Merkmale aufweisen, die sie vergleichbar machten. Um diese Vergleichbarkeit zu erreichen, wurden die folgenden Gesichtspunkte berücksichtigt: die Probeflächen sollten etwa die gleiche Größe haben (s. auch MACARTHUR & MACARTHUR 1961), alle Probeflächen sollten gleich intensiv untersucht werden, die Probeflächen sollten eine ähnliche Struktur ihrer Pflanzenbestände aufweisen, und die exogenen Einflüsse sollten auf allen Probeflächen vergleichbar sein. Derartige

Abb.1 Lage der Probeflächen. Schraffiert: Wald; nicht schraffiert: Waldfreie z.T. bebaute Zonen um die Saar

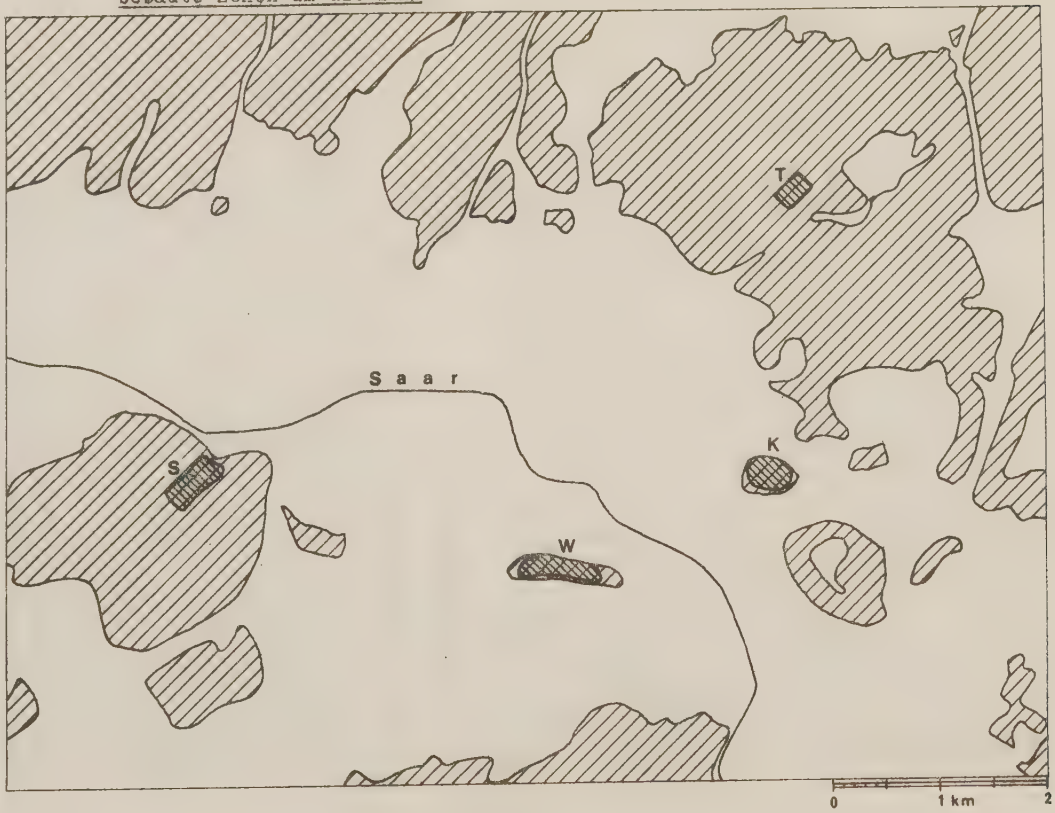
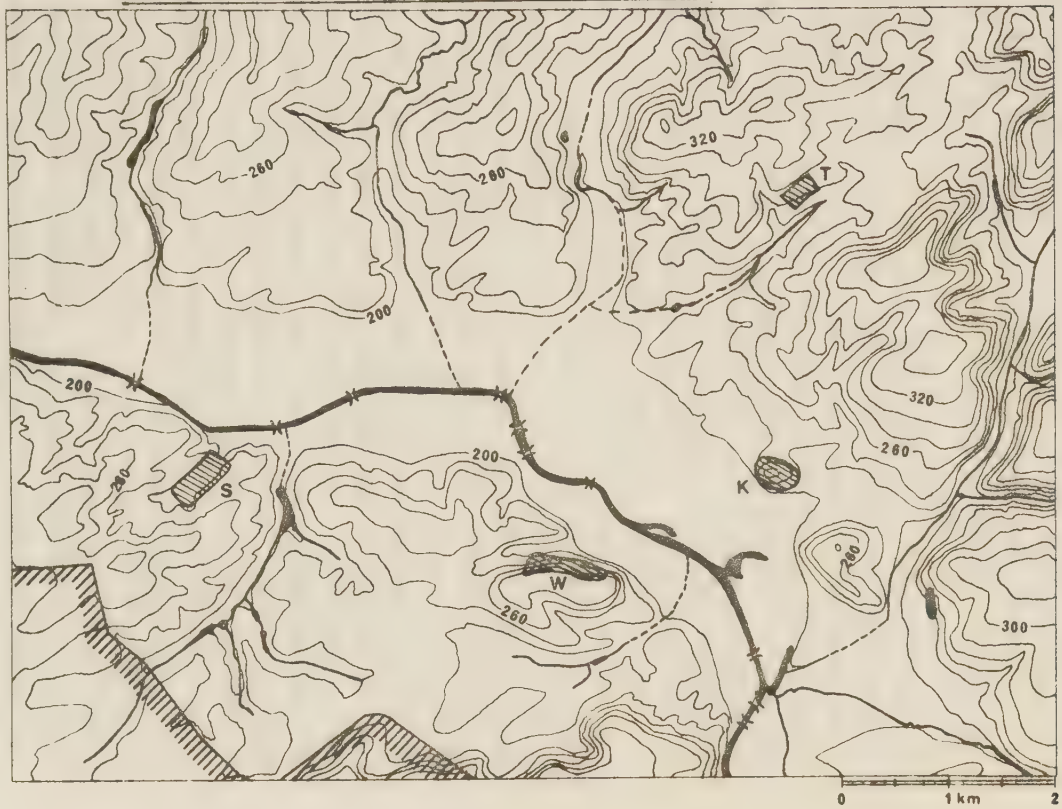


Abb. 2 Isohypsen eines Teils des Saarbrücker Raumes. Dargestellt sind die 4 Untersuchungsflächen, die Saar mit Brücken, die in die Saar mündenden Nebenflüsse und unten links die deutsch-französische Grenze (vgl. Abb. 1)



theoretische Forderungen werden oft durch äußere Umstände eingeschränkt, so daß die Ergebnisse der Untersuchungen in der Natur von denen der im Labor durchgeführten standardisierten Experimente, die eine Steuerung der mitspielenden Faktoren erlauben, unter Umständen weit abweichen. Diese einschränkenden Umstände werden im einzelnen jeweils im Verlauf der Darstellung der Methode behandelt.

Es wurde eine Auswahl von vier Probeflächen getroffen, die allerdings zum Teil bereits vorgegeben und gewissen sich aus dem Bereich der forstlichen Nutzung herleitenden Einschränkungen unterworfen war. Die Probeflächen liegen nämlich in Waldgebieten, für die das Stadtgartenbauamt zuständig ist, das uns freundlicherweise die Genehmigung zur Durchführung unserer Untersuchungen in diesen Gebieten erteilte. In den vorliegenden Ausführungen werden die Probeflächen mit ihrem jeweiligen Namen oder dem entsprechenden Anfangsbuchstaben bezeichnet, und zwar Schanzenberg (S), Kaninchenberg (K), Winterberg (W) und Tierpark (T). Die Größe der Probeflächen ist aus Tab. 1 ersichtlich. Sie war nach den Anwendungsrichtlinien der Methode auszurichten (KENDEIGH 1944, BLONDEL 1969, OELKE 1974), d.h. sie mußte im speziellen Falle des ausgewählten Waldbiotops 10-30 ha entsprechen. Allerdings haben die Grenzen der Waldflächen innerhalb der Stadt eine Standardisierung der Probeflächengröße nicht erlaubt. Es sind jedoch zahlreiche Untersuchungen nach der gleichen Methode auf noch weniger großen Probeflächen durchgeführt worden, die es trotzdem ermöglichten, objektive und wissenschaftlich gültige Aussagen über die Zusammensetzung einer Vogelgemeinschaft und ihrer Biotopansprüche zu machen (z.B. MACARTHUR & MACARTHUR 1961, CODY 1968, SVENSSON 1975, GAVARESKI 1976).

Andererseits haben die ausgewählten Probeflächen aufgrund ihrer vorrangigen Funktion (vgl 3.4) in einem industrialisierten und urbanisierten Land wie Deutschland zum Teil Parkcharakter (vgl. ERZ 1964, MULSOW 1968, ANONYMUS 1972). In diesem Zusammenhang geht es also nicht mehr darum, eine Bestandsaufnahme der Avifauna eines "homogenen" Biotops, aus dem man eine Musterfläche herausgreift, durchzuführen, sondern darum, die Avifauna ganz bestimmter räumlich begrenzter Biotope zu untersuchen. Überdies können bestimmte Probeflächen gewisse Inselmerkmale im Sinne von MACARTHUR & WILSON (1967, vgl. auch GALLI et al. 1976, GAVARESKI 1976) haben, obwohl diese

Erscheinung für die im vorliegenden Falle untersuchten Vögel weniger von Bedeutung sein dürfte. Auch wenn die einzelnen Probeflächen sich größenmäßig ein wenig voneinander unterscheiden, lassen sich die einzelnen Ergebnisse so umsetzen, daß eine Vergleichbarkeit der Probeflächen gewährleistet ist.

Die Probeflächen wurden auf Karten im Maßstab 1:5000 (Deutsche und Topographische Grundkarte[1]) genau abgegrenzt, wobei die Größe der Probeflächen mit Hilfe eines Planimeters vom Typ Maho Nr. 90 ausgemessen wurden. Auf der Grundlage dieser Karten wurden von jeder Probefläche Kontrollblätter mit natürlichen Merkzeichen angelegt (Abb. 3 bis 6), um jede der bei den Bestandsaufnahmen gemachten Beobachtungen lokalisieren zu können. Anstelle von Markierungen wurden als Merkzeichen überwiegend auffallende Unebenheiten im Gelände, Pfade oder aufgehängte Nistkästen verwendet (vgl. 2.12.).

2.11.2 Durchgeführte Bestandsaufnahmen

Die Bestandsaufnahmen erstreckten sich im Jahre 1974 über den Zeitraum vom 8.4. bis 25.7. und im Jahre 1975 über die Zeit vom 18.3. bis 23.7. mit dem Ziel, von den Vogelpopulationen während der Brutzeit, und zwar sowohl Früh- wie Spätbrütern (FERRY & FROCHOT 1970), ein möglichst genaues Bild zu bekommen. Es wurde darauf geachtet, daß die Vogelbestandsaufnahmen in allen Phasen der Brutsaison und auf allen Probeflächen mit der gleichen Intensität durchgeführt wurden. Die Beobachtungen erstreckten sich im Jahre 1974 auf 169 und im Jahre 1975 auf 224 Beobachtungstage. Diese Zahlen entsprechen 136 eigentlichen Bestandsaufnahmen im Jahre 1974 und 190 im Jahre 1975, wobei im Durchschnitt pro Beobachtungstag zwei Probeflächen aufgenommen wurden. Um die Methode hinreichend gründlich anzuwenden, wird in der Regel eine Mindestzahl von zehn Kontrollen pro Kontrollperiode empfohlen (ENEMAR 1959, OELKE 1974), allerdings haben verschiedene Autoren je nach Ziel, angestrebter Genauigkeit oder untersuchten Arten mehr (z.B. SCHOLZ 1972) bzw. weniger (z.B. KENDEIGH 1947) Kontrollen durchgeführt. Mit einer Mindestkontrollzahl von 29 (T, 1974) waren in der vor-

---

1) Blätter 6854,7254,7454,7456, Landesvermessungsamt des Saarlandes, 1966 bis 1973

liegenden Untersuchung die Probeflächen in jedem Falle ausreichend untersucht. Tab. 2 gibt die Anzanl der Kontrollgänge je Probefläche, Monat und Jahr wieder. Die aus dieser Tabelle ersichtliche größere Zahl von Aufnahmen im Jahre 1975 erklärt sich daraus, daß in diesem Jahr häufiger als im Jahre 1974 zwei Beobachter im Einsatz waren, was jedoch auf die Aufnahmeergebnisse ohne Einfluß blieb, da die Auswertung aller Unterlagen nach dem gleichen Verfahren durchgeführt wurde (vgl. 2.11.4).

Bei den meisten Vögeln manifestiert sich die territoriale Aktivität in erster Linie durch den Gesang. Bei vielen Arten ist der Gesang in den frühen Morgenstunden am intensivsten, d.h. zu dieser Zeit ist die Häufigkeit der Lautäußerungen stark oder ausreichend, um ein Individuum durch seinen Gesang sicher lokalisieren zu können. Gegen Ende des Tages wird der Gesang dann vor allem von bestimmten Arten wieder aufgenommen (vgl. z.b. ASCHOFF & WEVER 1962, BLONDEL 1969, DAAN & ASCHOFF 1975). Aus diesen Gründen wurden die Zählungen - für die gleiche Probefläche jeweils eine am gleichen Tag - vornehmlich am Morgen vorgenommen (vgl. Tab. 3).

Sie wurden bei günstiger Wetterlage durchgeführt, d.h. es wurde niemals eine Bestandsaufnahme gemacht, wenn die meteorologischen Verhältnisse das Hören des Vogelgesanges zum Beispiel durch starken oder anhaltenden Regen oder durch starke Winde beeinträchtigten. Wenngleich es richtig ist, daß die Lautäußerungen der Vögel in den frühen Morgenstunden besonders auffällig sind (s. BLONDEL 1975a), kommt es doch auch häufig vor, daß bestimmte meteorologische Verhältnisse den Gesang auch zu anderen Tageszeiten begünstigen. So können die Lautäußerungen manchmal selbst bis zur Mittagsstunde so stark und häufig sein, daß Zählungen auch am späteren Vormittag durchaus noch durchgeführt werden können (vgl. HOGSTAG 1967).

Abgesehen von den eigentlichen Zählungen wurden zu jeder Tages-

---

Abb. 3 bis 6. Flächenkontrollblätter. Es bedeuten: Flächengrenzen (▬▬), Wege (——), Pfade (--), Haus (schraffiert), Zaun (-·-), besondere steilere Hänge (▲▲▲); einzelne Punkte bedeuten Nistkästen und ein Kreis die Stelle einer quantitativen Vegetationsaufnahme. Die Kreise auf K sind numeriert und mit Abb. 9 und 14d zu verknüpfen. Aus Gründen der Platzersparnis ist die Fläche W entlang A-B getrennt abgebildet. x, y und z: vgl. Abb. 8.

Abb. 3 Kontrollblatt der Fläche S (s.S.12)

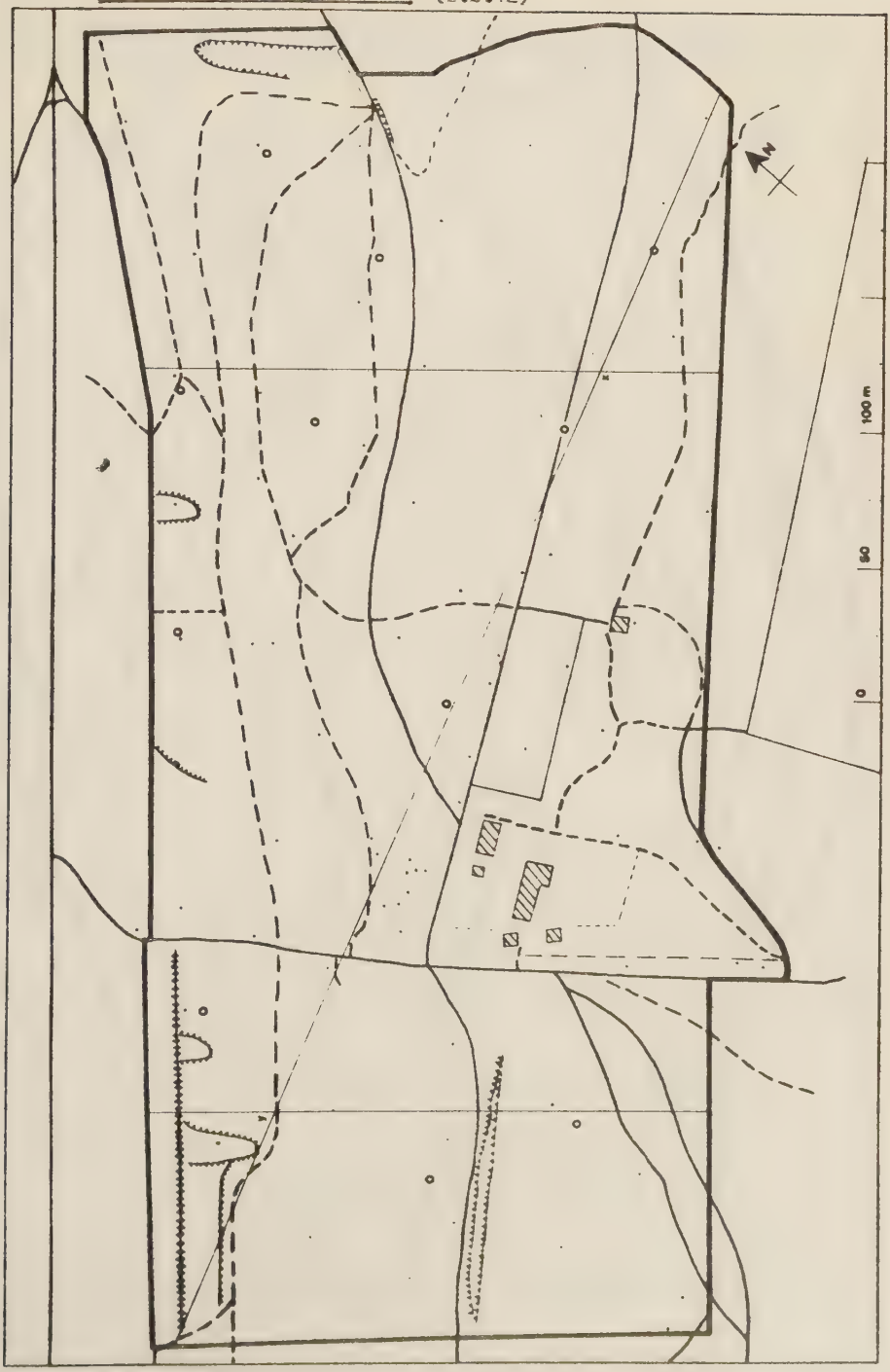


Abb. 4 Kontrollblatt der Fläche K (s.S.12)

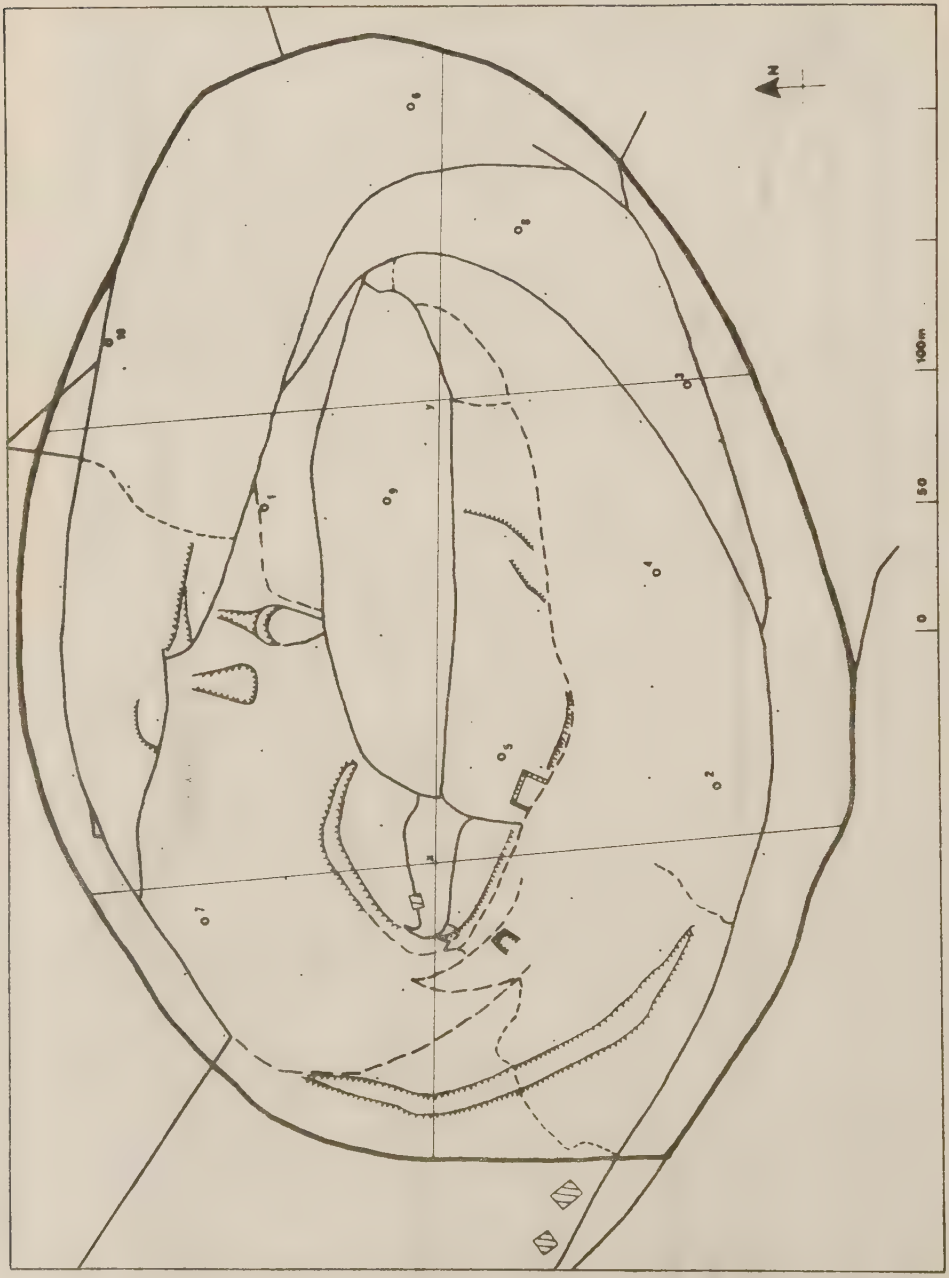


Abb. 5 Kontrollblatt der Fläche W (s.S.12)

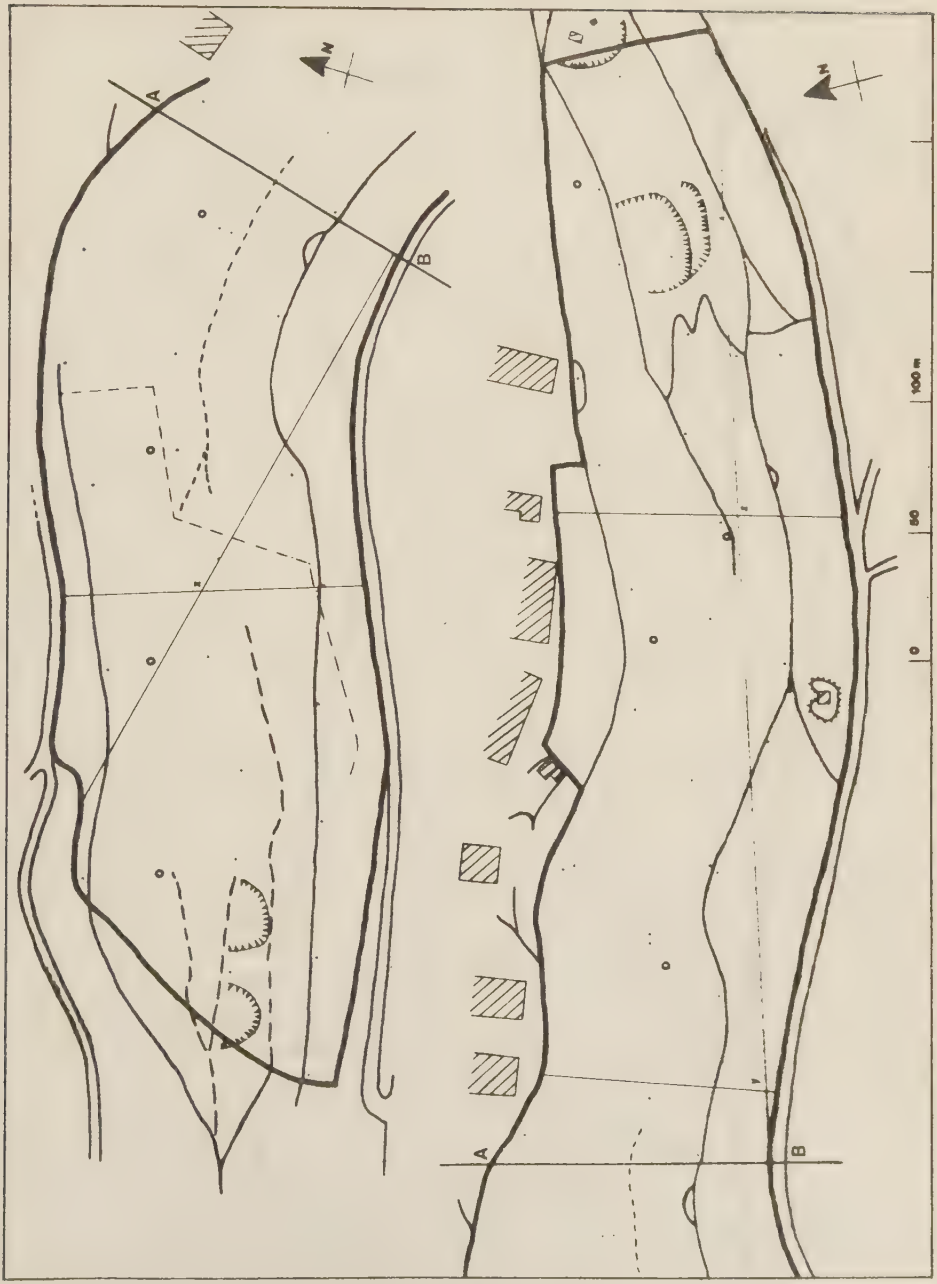
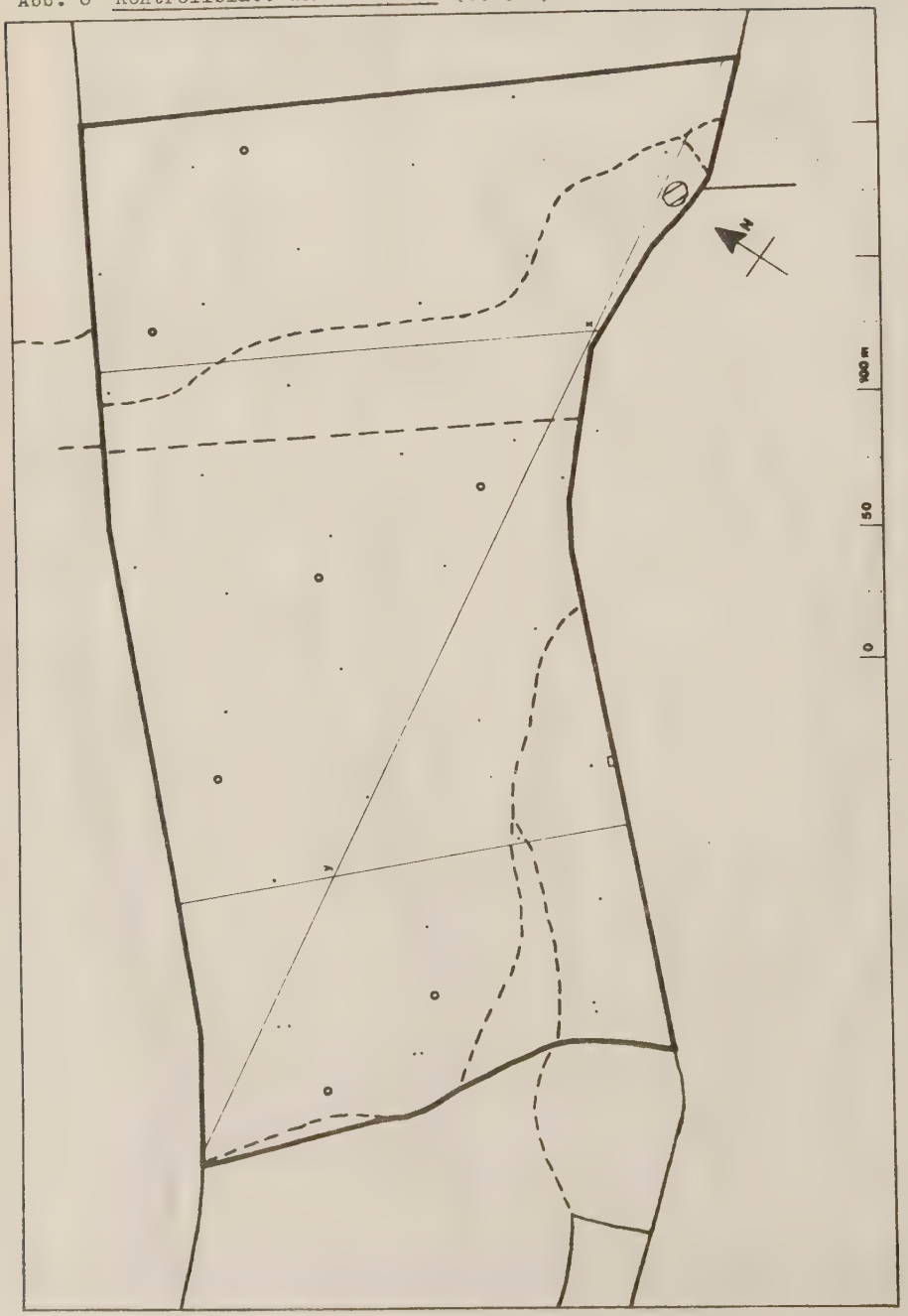


Abb. 6 Kontrollblatt der Fläche T (s.S.12)



zeit im Laufe von anderen Untersuchungen zusätzliche Beobachtungen gesammelt. Bei sonstigen Geländebesuchen handelte es sich entweder um ausführlichere Beobachtungen über das Brüten bestimmter Arten oder um unvollständige Zählungen, die durch sich verschlechternde Witterungsverhältnisse unterbrochen wurden, welche die Lautäußerungen der Vögel störten und in ihrer Stärke erheblich herabsetzten.

In Tab. 3 ist die gesamte und mittlere Zählungsdauer angegeben. Angesichts der unterschiedlich großen Probeflächen wurde die mittlere Zählungsdauer auf 10 ha umgerechnet, um die Vergleichbarkeit der Flächen zu gewährleisten. Betrachtet man das Verhältnis zwischen Flächengröße und gesamter Zähldauer oder Größe und mittlerer Zähldauer, so sind die Korrelationen in den Jahren 1974 und 1975 alle positiv, keine ist jedoch signifikant, denn die Anzahl der Probeflächen ist beschränkt, und es bedürfte eines Korrelationskoeffizienten von r = 0,95, damit die Korrelation mit 95% signifikant wäre. Obwohl man auf die Untersuchung einer größeren Fläche eigentlich mehr Zeit verwenden sollte, ist es aufgrund der spezifischen Anwendungsweise der hier benutzten Methode nicht erforderlich, positive signifikante Korrelationen zwischen den oben aufgezählten Faktoren zu finden.

Die durchschnittliche Tageszeit, zu der auf den verschiedenen Probeflächen die Zählungen durchgeführt wurden, ist ein weiteres Vergleichsmoment. Die in Tab. 3 angegeben Werte zeigen, daß die Zählungen im Jahre 1974 im Durchschnitt später durchgeführt wurden als 1975. Zwar wurde eine ausreichende Anzahl von Zählungen im Jahre 1974 in den günstigen Vormittagsstunden durchgeführt, einige Zählungen jedoch erfolgten gleichzeitig mit den Nistkästenkontrollen zu einer späteren Tageszeit bis hinein in den Nachmittag (vgl. 2.12.). In Ermangelung von Mitarbeitern mußten die Zählungen und die Nistkästenkontrollen manchmal gleichzeitig durchgeführt werden. Dies forderte mehr Zeit, hat sich jedoch offensichtlich nicht auf die Ergebnisse ausgewirkt.

2.11.3 Durchführung der Bestandsaufnahmen

Der Beobachter beging die Probeflächen mit langsamem Durchgangstempo und vermerkte mit geeigneten Symbolen auf einem Kon-

trollblatt (Abb. 3 bis 6) der entsprechenden Probefläche alle Vögel, denen er auf diesem Kontrollgang durch Sicht- oder Rufbeobachtungen begegnete. Darüber hinaus wurden Notizen über Nester, Nistmaterial- und Nahrungseintragung, Standortveränderungen und andere für wichtig erachtete Beobachtungen gemacht. ERZ et al. (1968) und OELKE (1974) listen die in Deutschland für die Darstellung solcher Beobachtungen gebräuchlichen Symbole auf. Aufgrund persönlicher Erfahrung jedoch (CYR 1974) hielt ich es für vorteilhafter, einen einfacheren und gleichzeitig internationaler anwendbaren Code für die Übertragung der Beobachtungen zu verwenden (INTERNATIONAL BIRD CENSUS COMMITTEE 1970, JØRGENSEN 1970, u.a.). Dieser Code verwendet im Vergleich zu dem von ERZ et al. (1968) weniger Symbole und trägt infolgedessen sehr viel weniger zur Verwirrung bei, insbesondere dann, wenn in einem Gelände an der gleichen Stelle mehrere Beobachtungen gemacht wurden, und wenn für die entsprechende Stelle auf dem Kontrollblatt der Probefläche wenig Platz ist.

Der verwendete Code wurde von POUGH (1950) modifiziert, der die Richtlinien für die Anwendung der Methode ausführlich beschrieben hat. Dem Vorschlag von ENEMAR (1959), HALL (1964) und ERZ et al. (1968) folgend verwendete ich für die Darstellung einer Art eine Abkürzung ihres lateinischen Artnamens (Tab. 4). HALL (1964) bemerkt hierzu, daß es wichtig sei, den Raum, der ein Individuum auf dem Kontrollblatt wiedergibt, möglichst klein zu halten, und ENEMAR (1959) setzt hinzu, daß die Verwendung eines Symbols, wie u.a. von WILLIAMS (1936) praktiziert, leicht zur Verwirrung beiträgt, eine Gefahr, der mit der Verwendung des Artnamens zu begegnen ist.

Der Kontrollgang im Wald erfolgte dem Zufalle nach, wobei darauf geachtet wurde, daß bei jeder Bestandsaufnahme die gesamte Probefläche erfaßt wurde. Diese Methode des Vorgehens wird von WILLIAMS (1936), COLQUHOUN (1940), FERRY & FROCHOT (1968) und HERMAN (1971) besonders hervorgehoben. Aufgrund der Morphologie des Untersuchungsgebietes (vgl. 3.1) bot eine Standardisierung in Form einer stetigen Begehung und Orientierung in der Probefläche keine besonderen Vorteile, während auf der anderen Seite der dem Zufall überlassene Druchgang nicht die bereits an anderer Stelle diskutierten Nachteile mit sich brachte (vgl. POUGH 1950, ENEMAR 1959, BLONDEL 1965, CYR 1974).

Der Durchgang wurde durch häufiges Stehenbleiben unterbrochen, und zwar wenn sich einer der nachfolgend kurz genannten Anlässe dazu ergab: 1) wenn die Aktivität (der gleichzeitige Gesang mehrerer Arten) intensiver war, oder wenn es darum ging, ein Verhalten zu beobachten, mit dem ein Brutvorgang ermittelt oder bestätigt werden konnte; 2) bei plötzlich sich verschlechternden Witterungsverhältnissen oder bei näherrückender Brutzeit war es gelegentlich erforderlich, einen Vogel zu stimulieren, um seine Anwesenheit erneut festzustellen. Diese Stimulation erfolgte entweder durch Abspielen seines Gesangs (mit Hilfe eines Tonbandgerätes UHER 4200, das uns freundlicherweise von den Herren Prof. Dr. Nachtigall und Dr. Warnke des Zoologischen Instituts der Universität des Saarlandes zur Verfügung gestellt wurde) oder durch Nachahmung. Diese Stimulation, die übrigens sehr nützlich ist, um einen Vogel zu lokalisieren oder sein Revier besser abgrenzen zu können, ist z.Z. die einzige experimentell bestätigte biologische Funktion des Gesanges (THIELCKE 1970). 3) Schließlich war es in manchen Fällen notwendig, die Identität eines bis dahin nur gehörten Individuums zu bestätigen. Unterbrechungen dieser Art haben folglich einen konstanten Durchgang durch den Wald nicht erlaubt, waren aber notwendig, um zu einer möglichst genauen Kenntnis der zu untersuchenden Avifauna zu gelangen.

Da die Bestandsaufnahmen die Ermittlung der absoluten Abundanz der Vogelpopulationen zum Ziel hatten, galten für die Standardisierung der angewandten Methode weniger strange Maßstäbe als im Falle von Bestandsaufnahmen des relativen Typs, wie z.B. denen von FERRY & FROCHOT (1970) oder ROBBINS & VAN VELZEN (1967,1969). Um eine bessere Vergleichbarkeit der auf den einzelnen Probeflächen zusammengetragenen Ergebnisse zu erreichen, muß man trotzdem versuchen, die Vogelpopulationen in jeder einzelnen Probefläche entsprechend ihrer Größe bis zu einem gewissen Grade mit der gleichen Intensität auszuzählen.

2.11.4 Abgrenzung der Reviere und Auswertung der Bestandsaufnahmen

Auf jedem Kontrollgang wird eine Tageskarte von der untersuchten Probefläche mit allen Beobachtungen, die über sämtliche Individuen jeder einzelnen Art gemacht wurden, angelegt. Dann werden sämtliche

Beobachtungen auf Einzelkarten übertragen, die von einer Art im Laufe aller Bestandsaufnahmen gesammelt wurden. Angesichts der Territorialität der Vögel geht man von der Annahme aus, daß ein Individuum, von dem man ungefähr an der gleichen Stelle einen Kontakt erhalten hat, stationär ist und einen einzelnen territorialen Vogel, d.h. einen männlichen Standvogel darstellt. Dieser männliche Standvogel im Sinne von ENEMAR (1959) dient als Grundeinheit für die Bestimmung der Populationsabundanzen. Die Schwierigkeiten, die in der Interpretation der Abgrenzung von Revieren und der Abundanzen auftreten können, wurden an anderer Stelle diskutiert (EMLEN 1971, ERSKINE 1974, OELKE 1975, BERTHOLD 1976, vgl. auch 7.1).

Im Hinblick auf die Breite der manchmal möglichen Interpretationen bei der Auswertung der Beobachtungskarten einer Art läßt allein eine peinlich genaue Auswertung, deren Prinzipien von WILLIAMSON et al. (1968) formuliert wurden (vgl. auch BEST 1975, SVENSSON 1974, BERTHOLD 1976), die Erstellung von Revierkarten für jede einzelne Art zu. Nicht immer galten für die Abgrenzung der Reviere die gleichen Maßstäbe (vgl. 4.11.). Allerdings sind die durch Gesang festgestellten gleichzeitigen Kontakte und die im Raum lokalisierten gruppierten Registrierungen die beiden wichtigsten Kriterien für die Analyse bei Brutvögeln. Zur Bestimmung der Abundanzen bei Höhlenbrütern diente die Betrachtung der aktiven Bruten (vgl. 2.12.). Darüber hinaus sind Nestfunde, die Beobachtung von Grenzkämpfen bei revierzeigenden Vögeln und die Präsenz von frisch aus dem Nest ausgeflogenen Jungen weitere Kriterien, die im Bedarfsfalle zur Vervollständigung des Bildes von der Reviervertei-lung herangezogen werden können. Entgegen den Resultaten verschiedener Autoren, die jeweils die gleiche Fläche analysieren ließen (z.B. SVENSSON 1974, BEST 1975), ist die Kenntnis der Vegetationsstruktur und der Morphologie der Probeflächen, die ein Beobachter auf ihren Vogelbestand hin untersucht, für die Interpretation der Kontrollblätter unerläßlich, und diese Kenntnis spielt in der Festlegung der Grenze der verschiedenen Reviere eine bedeutende Rolle.

Wie an früherer Stelle bereits erwähnt, werden die Ergebnisse in der Anzahl der männlichen Standvögel oder der räumlich und zeitlich abgegrenzten Reviere ausgedrückt. Aufgrund der Dynamik, die in der Errichtung oder der Erhaltung eines Revieres durch ein Paar

oder ein singendes Männchen mit im Spiele ist, kann die Gesamtabundanz keine reale Größe sein. Um den Schwierigkeiten zu begegnen, die in dieser Populationsdynamik verborgen sind, und um die Abundanzschwankungen der Bestände in der Zeit zu untersuchen, wurden die Revierabgrenzungen pro Art für jeden Monat vorgenommen, ja in jenen Fällen, in denen sich die Beobachtungen allzusehr häuften, sogar für jeden halben Monat. Daraus ergaben sich Reviere, deren Form sich mit der Zeit änderte (vgl. 4.5 und 7.1; auch DHONDT & HUBLÉ 1968, HERMAN 1971), und deren Positionsveränderungen im Raum begrenzt blieben. Die Gesamtabundanz wurde unter Berücksichtigung dieser zeitlichen und räumlichen Schwankungen in der Position der Reviere ermittelt. Die Gesamtabundanz schließt jedoch auch jene Reviere ein, die nur für eine kurze Zeit von drei bis vier Wochen beibehalten wurden. So kann z.B. die Population einer Art im Verlaufe irgendeines Monats nur durch höchstens drei territorialisierte Individuen vertreten gewesen sein, während insgesamt im Laufe der Saison fünf anwesend waren.

Zur methodischen Verfeinerung der Untersuchung und unter Berücksichtigung dieser Anzahl von Revieren pro Monat wurde jedes Revier numeriert, und die über jedes territorialisierte Individuum gemachten Beobachtungen wurden pro Art und pro Probefläche in Tabellen eingetragen (Tab. 5). Ich ging dabei von der Annahme aus, daß ein Individuum sein Revier beibehalten hatte, wenn ich im Verlaufe eines Monats wenigstens drei Singkontakte erhalten hatte. Diese Kontakte wurden mit einem Strich verbunden und waren der Maßstab für die Anerkennung eines in diesem Monat stationären Individuums. Es versteht sich, daß der größte Teil dieser Kontakte bei jeder Bestandsaufnahme durch mehr als nur eine Beobachtung im Gelände bestätig wurde. Diese Zusammenstellung wurde in Wochen aufgeteilt und ermöglichte die Errechnung der Abundanzen pro Woche durch Zusammenzählen der während dieser Zeit besetzten Reviere. Auf diese Art und Weise konnte erkannt werden, wieviele Arten und artgleiche Individuen in jedem einzelnen Monat oder jeder Woche, in denen Bestandsaufnahmen durchgeführt wurden, anwesend waren, und wie lange ein Revier von einem Individuum beibehalten wurde (vgl. Tab. 5; auch CYR 1976b).

2.12. Untersuchung von Höhlenbrütern

Um die Abundanz jener Arten, die mit der Kartierungsmethode schwer zu erfassen sind, nämlich die der Höhlenbrüter (vgl. KRÄTZIG 1939, MANNES & ALPERS 1975), genauer festzustellen und zusätzliche Information über Brutvorgänge und Brutphänologie zu gewinnen, wurden auf jeder Probefläche Nistkästen vom Typ Schwegler installiert. Diese Nistkästen wurden in Abständen von ungefähr 50 m über die gesamte Probefläche verteilt und bildeten, grob betrachtet, Dreiecke. Allerdings war in einem Teil der Fläche S diese so einheitliche Verteilung der Nistkästen nicht möglich, da auf Drängen des zuständigen Försters bestimmte Nistkästen, die bereits entlang den Wegen angebracht waren, an ihren urspünglichen Plätzen belassen werden mußten. Verteilung und Anzahl der auf jeder Probefläche angebrachten Nisthöhlen sind aus den Abb. 3 bis 6 bzw. aus Tab. 11 ersichtlich.

Das Aufhängen der neuen und das neuerliche Anordnen der bereits vorhandenen Nistkästen in den Probeflächen erfolgte Ende März 1974 und war früh zu Aprilbeginn abgeschlossen. Die zum Teil spät erfolgte Installierung der Nistkästen besaß nur geringen Einfluß auf die Ergebnisse (vgl. 5.1), vor allem, wenn man sie mit den sehr ähnlichen Ergebnissen, zu denen Rheinwald (1976) während des gleichen Untersuchungszeitraumes gelangte, vergleicht.

Die Nistkästen wurden nach den Empfehlungen von HENZE (1949), LÖHRL (1973) und nach Rücksprache mit den für die einzelnen Probeflächen zuständigen Förster aufgehängt. Über die Ausrichtung des Nistkastens, die Art und Höhe des Baumes, an dem ein Nistkasten angebracht wurde, sowie den Fluglochdurchmesser und den Typ des Nistkastens wurden Aufzeichnungen gemacht, um festzustellen, ob diese Faktoren einen Einfluß auf die Höhlenbrüter haben.

Die gestohlenen oder beschädigten Nistkästen wurden, solange die Untersuchung lief, schnellstmöglich ersetzt. Vor Beginn einer eventuellen Zweitbrut wurden die Nester der Erstbrut aus den Kästen entnommen, sofern ein Paar nicht gerade unmittelbar nach dem Ausfliegen der Jungen aus der Erstbrut mit einem zweiten Gelege begonnen hatte. Bei den regelmäßigen Kontrollen der einzelnen Nist-

kästen wurden mit größtmöglicher Genauigkeit Notizen über Datum, Tageszeit, die die Nistkästen bewohnende Art, die Anzahl der Eier, die Präsenz des Weibchens im Nest, den Zustand des Nestes, sowie die Jungenzahl und ihr Alter gemacht. Aus diesen Daten konnte sodann Information über den Nestbau (nicht immer), den Legebeginn, die Gelegegröße, den Zeitpunkt des Schlüpfens und des Ausflugs der Jungen sowie die Bebrütungsdauer und Nestlingszeit gewonnen werden. Die Kontrollen erstreckten sich über die gesamte Brutzeit und nahmen je nach Entwicklungsstand der Brut sowie nach Probefläche 1,5 bis 3 Stunden in Anspruch. Tabelle 2 gibt die Anzahl der durchgeführten Kontrollen wieder; in dieser Tabelle sind allerdings besonders für 1975 jene Zwischenbesuche nicht berücksichtigt, die zwecks genauerer Kontrolle bestimmter Bruten oder zur Leerung verlassener Nistkästen durchgeführt wurden. Im Jahre 1976 wurden alle Nistkästen zusätzlich noch zweimal kontrolliert, aber naturgemäß sind die zu den oben genannten Punkten gesammelten Daten für diesen Zeitraum weniger vollständig.

2.13. Beringung

Die für die Beschreibung der Vogelgemeinschaften verschiedener Probeflächen verwendete Methode oder Vogelbestandsaufnahme (vgl. 2.11.) bietet bei bestimmten Arten gewisse Schwierigkeiten. Um diesen zu begegnen sowie in dem Bemühen, die Abundanz bestimmter, leicht mit einem Netz zu fangender Arten möglichst genau zu ermitteln, um die Bewegungen bestimmter Individuen sowie ihre Bewegungsbreite zu verfolgen, um Aktivitätskurven nach zeitliche Gesichtspunkten zu ermitteln und schließlich ein Paar vom anderen sowie die Individuen des gleichen Paares voneinander unterscheiden zu können, wurden auf jeder Probefläche Beringungen durchgeführt, die sich über 11 bis 15 Stunden täglich hinzogen. Zehn feinmaschige Nylonnetze (15 x 15 mm, Japannetze von 12 m Länge) wurden in Querachsen über die Probefläche gespannt. Auf jeder Probefläche erfolgte die Beringung einmal während der ersten Brutperiode (zwischen dem 22. April und 16. Mai 1975) und noch einmal während der zweiten Brutperiode (in der Zeit vom 21. Mai bis 20. Juni). Insgesamt waren 107:20 Stunden zu diesem Zweck erforderlich.

Zu jedem gefangenen Individuum wurden Notizen gemacht über Art, Datum, Zeitpunkt des Fanges, Nummer und Position des Netzes, Fuß, an den ein bunter Ring befestigt worden war, Farbmuster des oder der verwendeten Ringe, Alter und Geschlecht des Vogels, die Beobachtung, ob es ein Wiederfang war oder nicht, und insoweit wie möglich und gelegentlich zur Erleichterung der Geschlechtsbestimmung nützlich, über die Flügellänge, die nach der von GODFREY (1967) angewandten Methode gemessen wurde.

2.2 Diversitätsanalyse

Eine Frage, die uns interessiert, ist die, ob eine Gemeinschaft in Abhängigkeit ihrer Standortes mehr Arten und Individuen enthält als eine andere. Die durch die Vogelbestandsaufnahmen ermittelten Daten finden Ausdruck in Form dessen, was MACARTHUR (1965) "a virtually accurate list of all species present with a slightly less accurate count of the number of individuals" [1] nennt. Zur gleichzeitigen Berücksichtigung der Artenzahl einer Gemeinschaft und der Individuenzahl jeder einzelnen dieser Arten haben mehrere Autoren die Verwendung mathematischer Hilfsmittel in die Ökologie eingeführt. Eins dieser Hilfsmittel ist die sogenannte Diversität. NAGEL (1975) und PIELOU (1975) geben eine sehr gute Darstellung der Richtlinien für die Anwendung der Diversität auf die Ökosysteme, so daß hier weder auf diese noch auf die Geschichte und die Brauchbarkeit dieser Methode im einzelnen noch einmal eingegangen werden muß (vgl. auch MARGALEF 1958, MACARTHUR & MACARTHUR 1961, PIANKA 1966, PIELOU 1966a, 1969, MCINTOSH 1967, LLOYD et al. 1968, CANSELA DE FONSECA 1969a,b, AUCLAIR & GOFF 1971, RECHER 1971, KREBS 1972, NAGEL 1976, u.a.).

Die Shannon-Wiener-Formel oder SW-Formel, ausgedrückt in Form der Wahrscheinlichkeit des Vorkommens eines Individuums einer neuen Art, ist die meistverwendete zur Messung des Informationsgehaltes eines Systems,

---

1) Der Vergleich der Artenlisten aus den verschiedenen untersuchten Gemeinschaften ist bereits ein intuitiver Maßstab für die Artenmannigfaltigkeit (z.B. HUTCHINSON 1959, KLOPFER & MACARTHUR 1960,1961, CONNELL & ORIAS 1964, FERRY & FROCHOT 1970, BATTEN 1972).

bzw. seiner beseitigten Ungewißheit (vgl. PIANKA 1966, GELLERT et al. 1969:770, JÄRVINEN & VÄISÄNEN 1973, PIELOU 1975, ROBBINS 1976). Die Eigenschaften, Vorteile und Anwendungsgrenzen können näher bei MARGALEF (1969), TRAMER (1969), HURLBERT (1971), JÄRVINEN & SAMMALISTO (1973), MCLAY (1974), BLONDEL (1975a) entnommen werden.

Angenommen p_i sei die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art und $p_i \simeq N_i/N$ (N_i ist die Anzahl der Individuen der Art i), bezogen auf die Gesamtheit der Individuen (N) einer S Arten enthaltenden Gemeinschaft, dann wird die Diversität (H') ausgedrückt durch die Relation

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i \ .$$

Diese Formel verlangt allerdings einige Anmerkungen, da sie nicht auf sämtliche Arten biologischer Aufnahmen anwendbar (PIELOU 1969) und auch nicht völlig adäquat ist; d.h. sie ist unvollständig, wenn man den gesamten Informationsgehalt eines biologischen Systems ausdrücken will (vgl. MARGALEF 1969, RECHER 1971, WHITTAKER 1972).

Was den ersten Punkt betrifft, so wäre die Anwendung der Formel von Brillouin[1] (vgl. PIELOU 1969, HÖSER 1973) auf eine Gesamtheit, von der man alle Einzelteile kennt, besser geeignet, wenn es darum geht, den Inhalt einer Gemeinschaft genau auszudrücken. Nun sehen aber verschiedene Autoren in einer Vogelbestandsaufnahme auf einer Probefläche entweder eine erschöpfende Aufnahme aller Populationen auf einer begrenzten Fläche oder eine Musternahme aus einer größeren Gemeinschaft. Da gerade eine Probefläche ein Muster aus einer größeren Anzahl von Probeflächen ist, die die gleichen allgemeinen Eigenschaften haben können, drücken die ermittelten und auf 10 ha übertragenen Abundanzen eben diese Möglichkeit aus, daß in einem gleichen Habitat an einem anderen Ort äquivalente Abundanzen anzutreffen sind. Selbst wenn man von vornherein alle Individuen einer Probefläche als erfaßt ansieht, stellt die Gesamtheit dieser Daten doch nur einen sehr geringen Teil aller Individuen der von jeder Art existierenden Gesamtpopulation dar.

Auf der anderen Seite ist es, wenn die Ergebnisse in der Anzahl

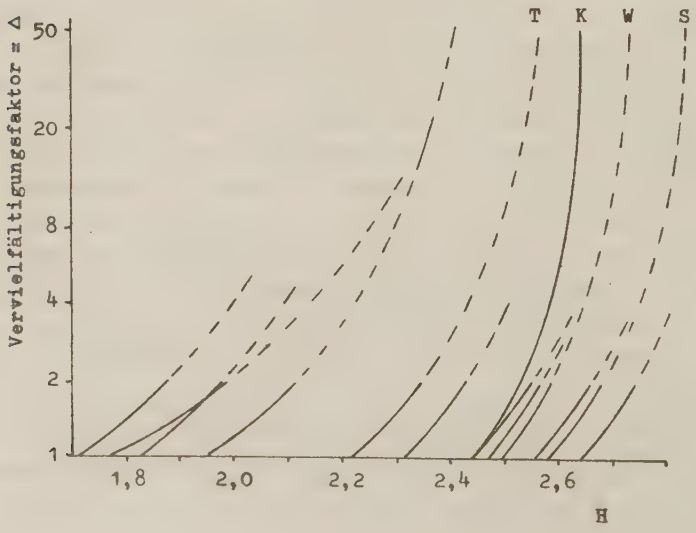
---

1) $H = 1/N \ \mathrm{Log} \ (N!/N_1! \ N_2! \ \ldots N_s!)$ (s. PIELOU 1975)

der Reviere angegeben werden, nicht ausgeschlossen, daß man als Revierzahlen Brüche erhält. Diese Vorgehensweise findet sich bei der Mehrzahl der Autoren, die mit der Revierkartierung arbeiten, ja manchmal auch bei bestimmten Arten von Ergebnissen, die aus linearen Zählungen stammen (z.B. VAN VELZEN 1972b, BLONDEL 1975a, RØV 1975, JÄRVINEN & VÄISÄNEN 1976). Diese Halbreviere machen wegen der $N_i!$ (n-Fakultät) die Formel von Brillouin von vornherein unanwendbar. Um dieser Schwierigkeit entgegenzutreten, könnte man ein Vielfaches der Abundanzen zu Hilfe zu nehmen und die Ergebnisse in ganzen Zahlen ausdrücken. Es ist allerdings empirisch leicht aufzuzeigen, daß die Anwendung von H auf die zur Vermeidung von Brüchen durch einen Vervielfältigungsfaktor korrigierten Abundanzen nicht die gleichen Ergebnisse erbringt.

Abb. 7 zeigt, wie sich die Anwendung eines Vervielfältigungsfaktors (Δ) bei den Daten auf die nach der Formel von Brillouin errechnete Diversität auswirkt. Die Kurve ist exponential und verändert sich auch entsprechend der Zusammensetzung einer Ge-

Abb. 7 Einfluß des Vervielfältigungsfaktors (Δ) der Daten auf die Diversitätsergebnisse nach der Brillouin-Formel (H)



meinschaft nach Individuen- und Artenzahl. Die Berechnungen wurden für Faktoren, die höher als 2 sind, nur für K durchgeführt; die anderen Kurven (die unterbrochenen Linien) sind entsprechend der Kurve von K extrapoliert. Die Schätzungen von H auf $\Delta = 1$ (Abb. 7) wurden demnach nach folgendem Verfahren druchgeführt: Zunächst wurde die Formel ohne Berücksichtigung der Brüche auf die Abundanzen übertragen; dann wurde sie erneut angewendet, indem die Brüche auf ganze Zahlen heraufgesetzt wurden. Das Mittel dieser beiden Werte diente zur Schätzung von H. In die Abb. 7 wurden auch einige andere auf den Monat errechnete Diversitätswerte dargestellt, um die Auswirkung der Diversität auf die Neigung der Kurve aufzuzeigen. Je schwächer die Diversität (H) ist, umso stärker weicht die Schätzung auf $\Delta = 1$ von dem Wert auf $\Delta = 2$ ab. Andererseits zeigt sich am Beispiel von K, daß, wenn der Wert H auf $\Delta = 1$ nicht geschätzt worden wäre, man durch Aufstellen der entsprechenden Gleichung für jede Kurve durch Interpolation in etwa diese gleichen Werte hätte ermitteln können.

Was den zweiten Punkt betrifft, so ist es mit Hilfe der SW-Formel allein nicht möglich, alle Unterschiede zwischen zwei Systemen zu erklären. Es müssen auch noch andere Faktoren berücksichtigt werden, wie die eigentliche Zusammensetzung einer Gemeinschaft oder die Ansprüche der einzelnen Arten, und nur im Lichte der Gesamtheit dieser Faktoren können die innerhalb der Gemeinschaften verschiedener Probeflächen beobachteten Divergenzen und die Integration der Gemeinschaften in ein von der Urbanisierung beeinflußtes Ökosystem diskutiert werden.

Die Diversität wird am häufigsten auf eine Organismengemeinschaft angewendet, um die Parameter Individuenabundanz und Artenzahl zu integrieren. Die behandelte Gemeinschaft beschränkt sich meistens auf eine Tiergruppe oder eine Klasse von Organismen. Sie kann auch auf andere Untermengen eines Ökosystems angewendet werden, sofern diese in Einzeleinheiten zerlegt werden können, die dann wieder in die Klasse eingruppiert werden, und sofern jede Einheit meßbar ist (vgl. NAGEL 1976).

Um eine Population zu verschiedenen Zeitpunkten der Saison zu analysieren, kann man also einen zeitlichen Diversitätsindex (H'_z)

errechnen. Durch die Integration der Faktoren Abundanz der Gemeinschaften und Zeit lassen sich mit dieser Diversität also der Grad der zeitlichen Verteilung der Bruten der Individuen einer Gemeinschaft und in geringerem Umfang die Abundanzschwankungen ausdrücken. In diesem Falle ist p_i der Anteil der Individuen einer in einer Woche aufgenommenen Gemeinschaft im Verhältnis zu der Gesamtheit der während aller Wochen gezählten Individuen, wenn man voraussetzt, daß die aufeinanderfolgenden Gemeinschaften in der Zeit unabhängig sind (vgl. MACARTHUR 1964). Dies ist in Wirklichkeit aber nicht der Fall, denn meistens sind es die gleichen Individuen, aus denen sich Woche für Woche die Gemeinschaft einer bestimmten Probefläche zusammensetzt, aber es kann jede Woche als statistisches Muster einer neuen Gemeinschaft angesehen werden, und dies ermöglicht die zeitliche Analyse dieser Gemeinschaft. Die zeitlichen Schwankungen werden also auf gleiche Art und Weise betrachtet wie die räumlichen Schwankungen zwischen verschiedenen Mustern.

In dem Bemühen, eventuell vorhandene Unterschiede zwischen den erhaltenen Werten zu erklären, wurden noch weitere Berechnungen durchgeführt, um herauszufinden, welche anderen Faktoren die in den Vogelgemeinschaften gemessenen Diversitäten beeinflussen können. Die Messungen bezogen sich in erster Linie auf die Ergebnisse der Vegetationsanalyse. Auf der Grundlage der in Anwendung der quantitativen Vegetationsbeschreibung ermittelten Daten (nach JAMES & SHUGART 1970; vgl. 2.42.) wurde die Arten-Diversität der Bäume (H'_{sv}) jeder einzelnen Probefläche errechnet. Die in der Anzahl der Baumstämme pro Durchmesserklasse enthaltene Information wurde analysiert, um festzustellen, ob die von diesen Bäumen eingenommene Fläche möglicherweise einen Einfluß auf die Abundanz oder die Zusammensetzung der Avifaunen hat. In H'_{Q1} ist p_i also der von den Stämmen einer Art eingenommene Teil der Querschnittsfläche im Verhältnis zur Gesamtquerschnittsfläche, und in H'_{Q2} ist p_i der Anteil der Querschnittsfläche, den eine Durchmesserklasse an der Gesamtquerschnittsfläche hat.

Für die Berechnung der Diversität der Vegetationsstruktur (H'_{DG}) wird p_i definiert als der Prozentsatz der mittleren Deckung einer Schicht im Verhältnis zum Prozentsatz der möglichen

maximalen Gesamtdeckung aller Schichten zusammen. In diesem Falle ist diese Berechnung besonders nützlich, denn sie drückt die Diversität der Vegetationsstruktur auf andere Art und Weise als der bisher praktizierten aus. MACARTHUR und sein Schüler (MACARTHUR & MACARTHUR 1961, MACARTHUR 1964, KARR 1968,1971, RECHER 1969) arbeiteten vor allem mit einer Berechnung der Diversität der Belaubungshöhe (foliage height diversity), in der entweder die entlang gedachten Linien angetroffene Blattanzahl oder die Frequenz der Vegetation oder der Höhenabstände berücksichtigt wurden. BLONDEL et al. (1973) arbeiteten mit einer Formel, die die wahrscheinlichen Zustände in einem System berücksichtigt; jedoch hat im vorliegenden Falle die Anwendung dieser Formel eine genaue Untersuchung und Unterscheidung zwischen den Biotopen von relativ gleichartiger Struktur (Waldsysteme) nicht ermöglicht. Die hier angewandte Methode erlaubt es, ohne Probenahme die Vegetation auf dem gesamten Raum einer Fläche zu berücksichtigen. Außerdem ist es möglich, für jede Schicht den Anteil p_i der Probefläche an jeder der vier Deckungsgradklassen zu definieren und die Deckungsgrad-Diversität einer gegebenen Schicht (H'_{St_i}) zu ermitteln, die sich dann in der Untersuchung der ökologischen Ansprüche bestimmter Arten als nützlich erweisen könnte.

LLOYD & GHELARDI (1964) sind der Meinung, daß die Diversität zwei Elemente enthält, und zwar die Artenzahl und die Gleichmäßigkeit der Verteilung (Evenness) der Individuen auf die einzelnen Arten (vgl. RECHER 1971, KREBS 1972, WHITTAKER 1972, NAGEL 1975, PIELOU 1975). Jedes dieser beiden Elemente kann sich jedoch unterschiedlich auf verschiedene Typen von Gemeinschaften auswirken (z.B. SAGER & HASLER 1969, TRAMER 1969). Die "Äquität" (im Sinne von Gleichmäßigkeit der Verteilung = J, entspr. "Evenness" oder "Equitability") drückt die Abweichung zwischen der in einer Gemeinschaft festgestellten Diversität und der Maximaldiversität aus, d.h. dem Zustand, in dem sich eine Gemeinschaft bei gleicher Abundanz aller Arten befände. Ein solcher Zustand wird in der Natur jedoch niemals erreicht.

Die Formel von LLOYD & GHELARDI (1964) wurde nicht angewendet, um die Äquität auszudrücken, denn einige der in der vorlie-

genden Arbeit berücksichtigten Untermengen folgen nicht unbedingt den gleichen Gesetzen wie eine Gemeinschaft von Individuen, die auf verschiedene Arten verteilt sind (vgl. NAGEL 1975:27). Auf der anderen Seite ist das Modell von MACARTHUR (1957, 1960), das ihnen als Grundlage dient, in der Natur nicht anwendbar und wird von MACARTHUR selbst als "an obsolete approach to community ecology, which should die a natural death" angesehen (MACARTHUR 1966; vgl. auch VANDERMEER & MACARTHUR 1966, PIELOU 1966b, WHITTAKER 1972). Die Äquität wurde nach $J = H' / H'_{max}$ berechnet, wobei H'_{max} der Logarithmus der Artenzahl (ln S) ist (PIELOU 1969,1975). SHELDON (1969) hat im übrigen gezeigt, daß H' / H'_{max} der konstanteste Gleichmäßigkeitsindex ist, selbst bei geringer Artenzahl (< 10).

Um verschiedene Gemeinschaften miteinander zu vergleichen, haben verschiedene Autoren Ähnlichkeitsindices verwendet und dabei nur die Artenzahl berücksichtigt (JACCARD nach NAGEL 1975, JABŁOŃSKI 1967, u.a.). MACARTHUR et al. (1966) vergleichen direkt die Diversitätsindices (H'), und zwar mit Hilfe der folgenden Formel:

$$H'_{diff} = -\sum_i \frac{p_i+q_i}{2} \ln \frac{p_i+q_i}{2} + \frac{1}{2} \left(\sum_i p_i \ln p_i + \sum_i q_i \ln q_i \right)$$

wobei p_i der Individuenanteil der Art i für die erste Gemeinschaft und q_i der für die zweite Gemeinschaft ist. Wenn H'_{diff} zu 0 tendiert, ist der Unterschied zwischen den Gemeinschaften gering, tendiert er zu ln 2 (= 0,6931), so haben die beiden Gemeinschaften wenig Arten gemeinsam (MACARTHUR 1965, NAGEL 1975). Vergleicht man mehrere Gemeinschaften miteinander, so erhält man eine Matrix von H'_{diff}, und man kann dann die Probefläche entsprechend ihrem Ähnlichkeitsgrad klassifizieren.

2.3 Untersuchung von ausgewählten abiotischen Faktoren

Wenngleich es nicht möglich ist, für jede erfaßte Art den direkten Einfluß von abiotischen Faktoren wie Klima, Lärm oder Helligkeit zu bestimmen, können mit Hilfe der Untersuchung dieser Faktoren die avifaunistische Zusammensetzung und die Verteilung der Arten in verschiedenen, von der Urbanisierung beeinflußten Waldbiotopen einer

Erklärung nähergebracht werden.

2.31. Klima

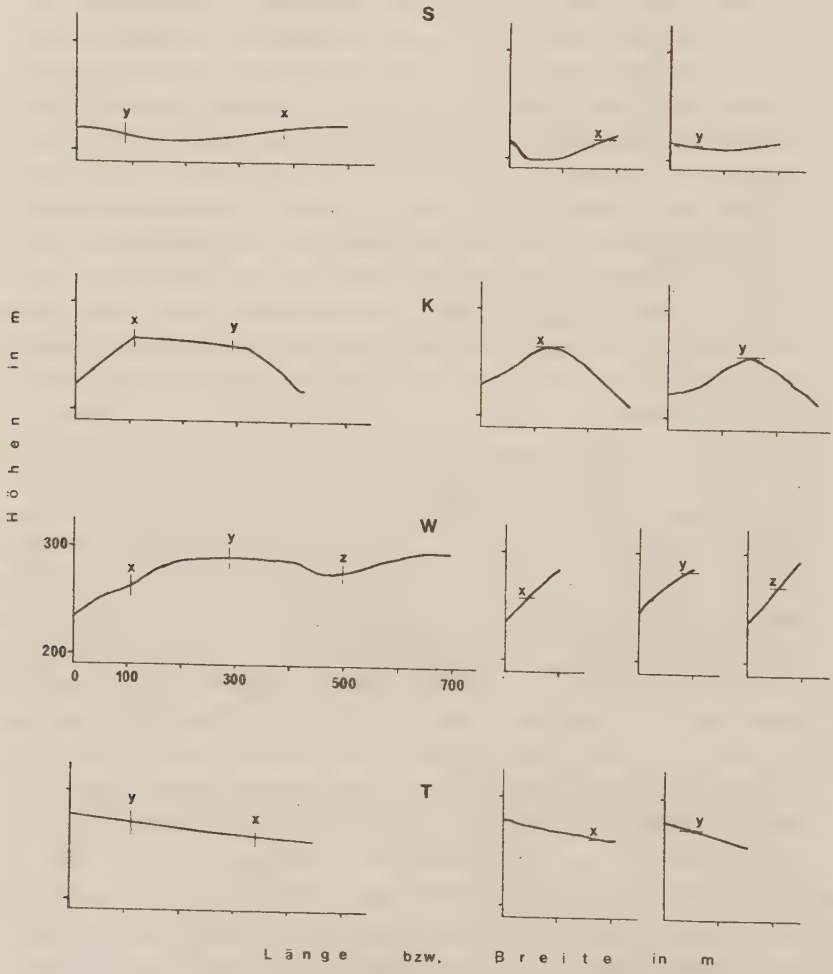
Das Klima spielt bei zahlreichen poikilothermen Tiergruppen (z.B. NAGEL 1975) eine entscheidende Rolle. Obwohl es auch in der Verteilung und den kurzfristigen Abundanz-Schwankungen bei homöothermen Arten bedeutend sein kann, dürfte es im Gegensatz zu der von ANDREWARTHA & BIRCH (1954; vgl. auch LACK 1954, 1966, KREBS 1972) formulierten Hypothese in der Regulierung solcher Populationen überwiegend eine indirekte Rolle spielen. Dieser indirekte Einfluß des Klimas auf die Vogelpopulationen und ihre Aktivitäten dürfte sich in sehr viel bedeutenderem Umfange in der Einwirkung des Klimas auf die Vegetation (u.a. ökologische Nische) und infolgedessen in seiner Einwirkung auf die Nahrungsquellen der Vögel bemerkbar machen (vgl. z.B. LACK 1944, KREBS 1972, WILLIAMSON & BATTEN 1976). Die allgemeinen klimatischen Daten für die Region Saarbrücken aus den Jahren 1974 und 1975 wurden[1] aus den bei der meteorologischen Station St. Arnual durchgeführten Tageserhebungen entnommen.

Um die Probeflächen untereinander und in bezug auf die Daten der Station St. Arnual vergleichen zu können, wurden auf jeder Probefläche an zwei Stationen gleichzeitig mikroklimatische Messungen durchgeführt. Diese beiden Stationen der einzelnen Probeflächen befanden sich jeweils an Stellen unterschiedlicher Exposition. Die Messungen auf Fläche T allerdings beschränkten sich angesichts der Mitarbeiterzahl und im Hinblick darauf, daß auf T nur ein Hang vorhanden ist (Abb. 8), auf eine einzige Meßserie. Die Messungen wurden am 14.8.1975 von 6 bzw. 8 h bis 17 h durchgeführt: die Temperatur wurde in 1,5 m und 20 cm über dem Boden sowie 5 cm im Boden, und die Evaporation wurde mit Hilfe eines Pische-Evaporimeters gemessen. Aufgrund einer besonderen Situation im Falle von K, die bereits relativ früh beobachtet wurde, wurde dort am 8.7.1975 (vgl. 6.21.3) eine erste Serie von Messungen der gleicher Art durchgeführt.

---

1) mit Genehmigung von Dr. E. Zewe, Deutsche Wetterwarte Ensheim

Abb. 8 Schnitte durch charakteristichen Teile jeder Fläche
Verlauf: siehe Muster: Kontrollblatt, Abb. 3 bis 6.



2.32. Licht

Die Helligkeit war Gegenstand einer systematischeren Untersuchung, da hier die mögliche wechselseitige Beeinflussung von Helligkeit, Vegetation und dem Bewohnen eines Nistplatzes durch die Vögel zu berücksichtigen ist. Die Helligkeit bietet den Vorteil, direkt gemessen werden zu können.

Die Messungen bezogen sich in erster Linie auf zwei Faktoren: 1) die Schwankungen im Laufe des Tages und 2) die Schwankungen von einem Nistkasten zum anderen. Mit Hilfe dieser Faktoren läßt sich der Einfluß einer bestimmten Stelle auf die Wahl eines Nistkastens in verschiedenen Gemeinschaften und unter verschieden starkem Konkurrenzdruck bestimmen.

Insgesamt wurden 1283 Helligkeitsmessungen (in Lux) mit Hilfe eines Luxmeters (Panlux electronic der Firma Gossen) durchgeführt. Zur Erfassung des ersten oben genannten Faktors wurden im April und im Mai 1975 auf zwei Probeflächen während eines ganzen Tages Messungen in kurzen Zeitabständen durchgeführt. Im zweiten Falle wurden Messungen vom Nistkastenloch aus nach oben, nach vorn und im Abstand von einem Meter in Richtung auf den Nistkasten vorgenommen. Diese Untersuchungen wurden einmal während der Wachstumsperiode der Baumblätter zwischen dem 17. April und 1. Mai 1975 und zum anderen nach Beendigung dieser Periode zwischen dem 1. und dem 14. Juli 1975 durchgeführt.

2.4 Vegetationsanalyse

Die Vegetation dient den Vögeln als Substrat und Schutz, und im Hinblick auf die zwangsläufige Beeinflussung der Vögel durch die Vegetation ist es angebracht, diese zu beschreiben, um verschiedene Biotope besser miteinander vergleichen und die zwischen verschiedenen Vogelgemeinschaften bestehenden Unterschiede leichter erklären zu können. Darüber hinaus ist die Beschreibung der Vegeta-

tion für die Untersuchung der räumlichen Verteilung der Vögel in ihrem Biotop erforderlich.

Die Vegetationsstruktur scheint der wichtigste Faktor zu sein, nach dem ein Vogel sein Habitat auswählt (vgl. z.B. LACK 1933, DUNLAVY 1935, DIERSCHKE 1955, MACARTHUR & MACARTHUR 1961, PEARSON 1971, KARR & ROTH 1971, SCHOLZ 1972, BLONDEL et al. 1973). Dennoch geben zahlreiche Autoren einstimming zu bedenken, daß die Präsenz einer Art an einem bestimmten Ort auch von anderen Faktoren der Vegetation abhängig und mitbeeinflußt sein kann (vgl. SVÄRDSON 1949, MACARTHUR 1964, HILDEN 1965, CYR & OELKE 1976, FLACK 1976, u.a.). Auf die Nützlichkeit einer quantitativen Vegetationsbeschreibung als Ergänzung zu einer Vogelbestandsaufnahme braucht nicht mehr eingegangen zu werden (EMLEN 1956, 1966, BOND 1957, JAMES & SHUGART 1970, SHUGART & PATTEN 1972, VAN VELZEN 1972a, CODY 1977). Zur quantitativen Erfassung der Struktur eines Waldbiotops (seiner Schichtung) einerseits sowie der Gesamtheit seiner Grundbestandteile andererseits wurden zwei Arten von Pflanzenaufnahmen durchgeführt, die nachstehend kurz beschrieben werden.

2.41. Beschreibung der Vegetationsschichtung

Die Vegetationsschichtung wurde nach Schichten und nach Deckungsgrad beschrieben (vgl. CYR 1975, 1976a). Eine Schicht ist die Gesamtheit der Vegetation einer in einer bestimmten Höhe des Waldraumes liegenden Zone, die von zwei gedachten, parallel zum Boden verlaufenden Ebenen nach oben und unten abgegrenzt wird. Es wurden fünf Schichten erfaßt, die höhenmaßig folgendermaßen abgegrenzt sind: Schicht 1: 0 bis 0,5 m, Schicht 2: 0,5 bis 2 m, Schicht 3: 2 bis 6 m, Schicht 4: 6 bis 10 m, Schicht 5: mehr als 10 m. Der Dekungsgrad einer Schicht entspricht dem Prozentsatz der Deckung einer Ebene mit der auf diese Ebene projizierten gesamten Vegetation der betreffenden Schicht. Er wird in vier Klassen eingeteilt: Klasse 0: 0 bis 25 % Deckung, Klasse 1: 26 bis 50 %, Klasse 2: 51 bis 75%, Klasse 3: 76 bis 100% Deckung (vgl. auch GODRON et al. 1968, PARSONS 1976).

Die Beschreibung der Vegetationsstruktur impliziert die kartographische Erfassung der verschiedenen Deckungsgrade innerhalb der einzelnen Schichten. Der Beobachter geht von einem beliebigen Punkt der Probefläche aus und schätzt den Deckungsgrad einer Vegetationsschicht. Dann begibt er sich in beliebiger Richtung weiter, bis sich die Vegetation ändert. Sodann folgt er der Demarkationslinie zwischen diesen beiden Einheiten mit verschiedener Deckung (Isodichtelinie) und nimmt sie kartographisch auf. Es ist möglich, die verschiedenen Deckungsgradkombinationen der einzelnen Schichten diesseits und jenseits dieser Linie gleichzeitig zu registrieren.

Wenn man allen Isodichtelinien folgt, erhält man eine "Flecken"-Karte, wobei jeder Fleck jeweils nur einen Deckungsgrad pro Schicht wiedergibt (CYR 1976a). Greift man sodann jede einzelne Schicht heraus und schraffiert die Flecken entsprechend ihrem Deckungsgrad unterschiedlich, so hat man die Grundinformation, mit der es möglich ist, die Struktur der Probeflächen zu beschreiben (vgl. z.B. Abb.9).

2.42. Quantitative Beschreibung der Vegetation

Entsprechend der Wahl einer standardisierten Methode zur Beschreibung einer Vogelgemeinschaft war die Wahl einer leicht anwendbaren standardisierten Methode, die so vollständig und genau wie möglich der quantitativen Erfassung der Vegetation einer Probefläche dient, einer qualitativen phytosoziologischen Methode vorzuziehen. Eine solche Methode wurde von JAMES & SHUGART (1970) in Nordamerika für das "Breeding Bird Census"- und das "Winter Bird-population Study"-Programm entwickelt[1].

Im gleichen Sinne wurde die Methode der quantitativen Vegetationsbeschreibung von JAMES & SHUGART (1970) angepaßt und modifiziert, um

---

1) Diese Methode wurde dort von der überwiegenden Mehrzahl der Vogelzähler (vgl. VAN VELZEN 1972a,b) auf Anhieb akzeptiert, und die Ergebnisse der Brutvögelzählungen werden gegenwärtig zusammen mit den Biotopbeschreibungen beim U.S. Fish and Wildlife Service (ROBBINS 1976) in einer Datenbank gespeichert, um ein Verzeichnis der Vogelbestandsaufnahmen verfügbar zu haben und die Daten schneller zugänglich zu machen.

Abb. 9a Deckungsgrad der Vegetation einiger Schichten. Dicke Linien umgrenzen Nadelholzbestände auf S.

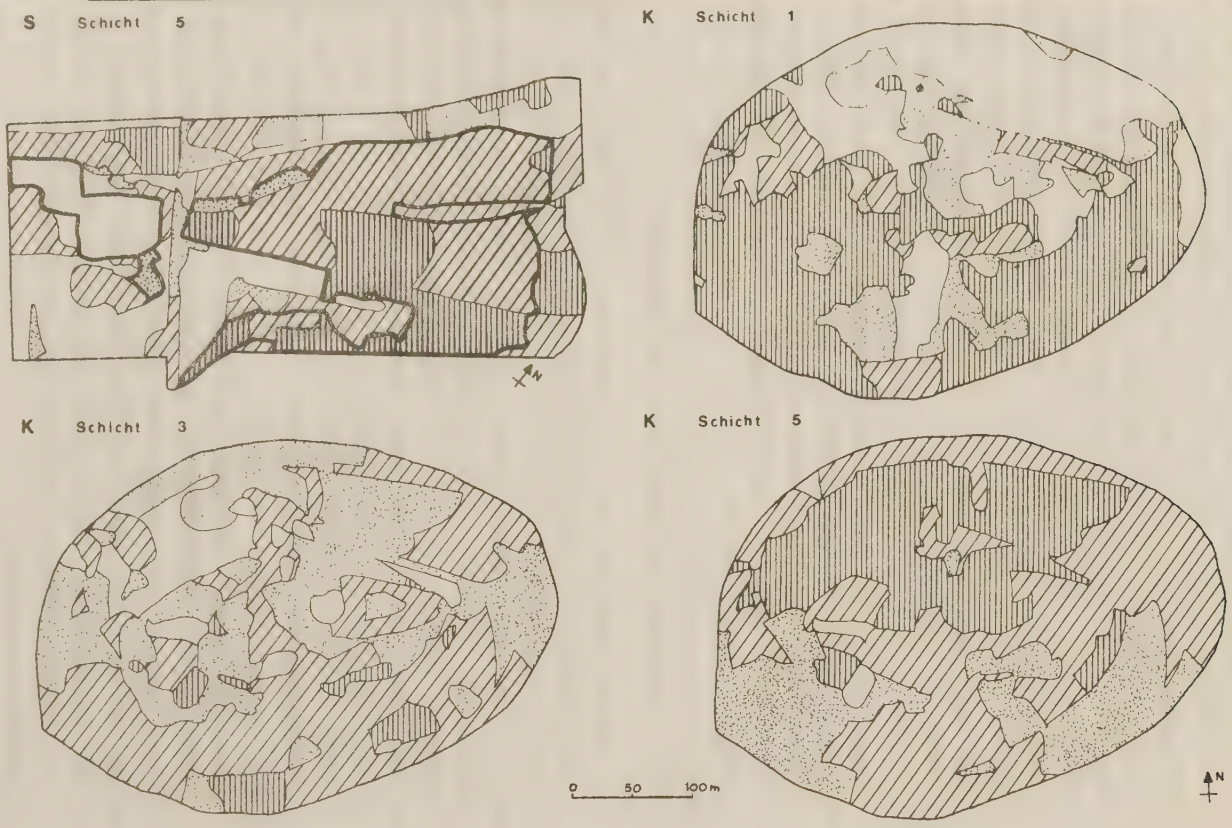
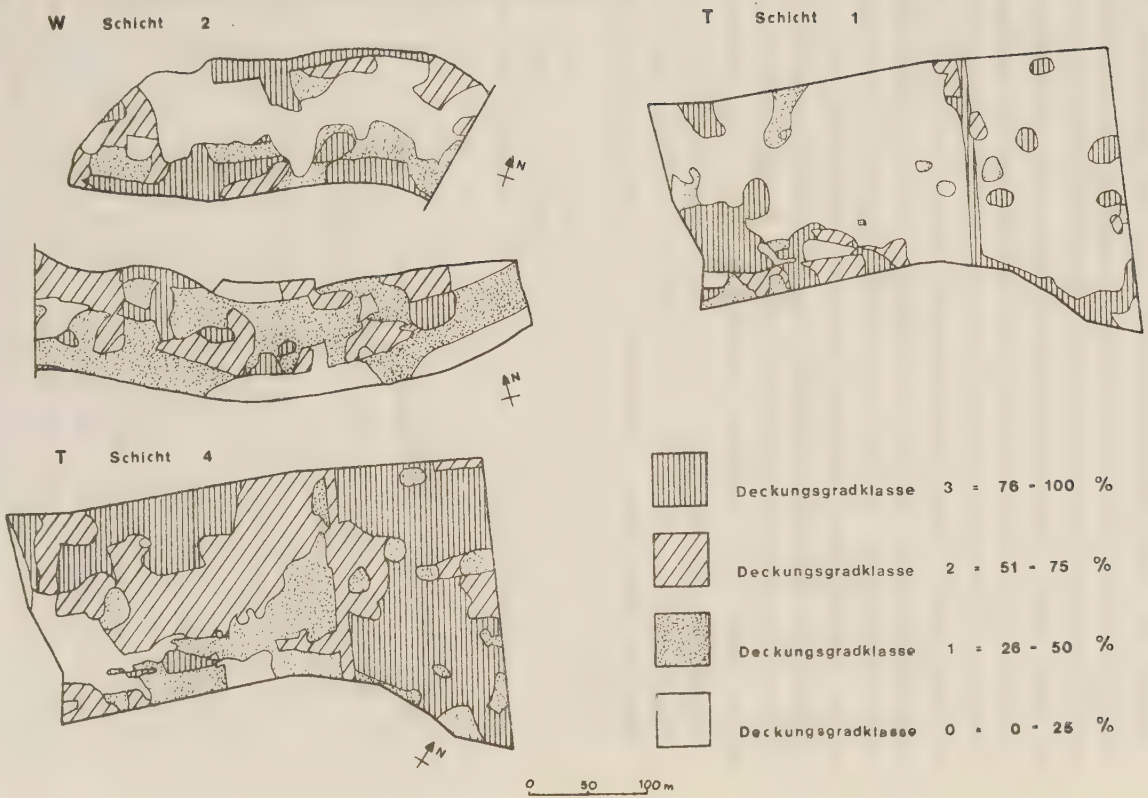


Abb. 9b Deckungsgrad der Vegetation einiger Schichten



auch in Europa in einer standardisierten Form angewendet werden zu können (CYR & OELKE 1970). Diese Methode der Vegetationsbeschreibung besteht darin, daß eine gewisse Anzahl von Kreisflächen von je 0,04 ha auf der ornithologischen Probefläche ausgesucht werden (vgl. Abb. 3 bis 5, bzgl. ihrer Lage), daß innerhalb dieser Flächen die Bäume gezählt und gemessen werden und man den Deckungsgrad abschätzt. Sie liefert eine Liste der dominierenden Pflanzenarten, vornehmlich der Bäume, ihrer Abundanz je Durchmesserklasse und ha, ihrer relativen Dichte, ihrer Frequenz, Querschnittsfläche und Höhe, der Strauchdichte sowie des Deckungsgrades der Kraut- und Baumkronenschicht (Kronenschluß). Die Methode wurde von den Autoren experimentell nachgeprüft, und die in Anwendung der Methode pro ha ermittelte Anzahl von Bäumen unterschied sich statistisch nicht von der absoluten Anzahl der Bäume pro ha (JAMES & SHUGART 1970; vgl. auch CYR & OELKE 1976). Die in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Ergebnisse basieren auf einer weit größeren Anzahl von Musterkreisflächen als der verlangten, um jede Gegend jeder einzelnen Fläche angemessen zu erfassen, insbesondere da, wo die Vegetationsstruktur heterogener ist (z.B. in Falle von S).

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1 Geologische und morphologische Übersicht

Das Saarland gehört zu einem großem geomorphologischen Komplex zwischen dem Rheinischen Schiefergebirge im Norden, dem Pariser Becken im Westen und der Vogesenabdachung im Süden. Es wird als Bergland bezeichnet, das überwiegend von der Trias-Formation des Mittleren Buntsandsteines geprägt wird. Komplexe, langzeitliche Vorgänge innerhalb der Erdgeschichte führten - besonders durch Hebungen, Abtragungen und Ablagerungen - zur rezenten Gestalt dieses Berglandes (vgl. WAGNER 1965, Anonymus 1972, SCHNEIDER 1972, MATHIAS 1974). Nach TROLL (1959) stellt sich das Gebiet "landschaftlich als ein abwechslungsreiches niederes Bergland dar mit einem

wohltuenden Wechsel waldiger Kuppen und Steilhänge, offener Feldfluren, feuchter Wiesengründe, schattiger Schluchten und sonnigen Halden in einer von vielen Zufälligkeiten beherrschten, komplizierten Anordnung". Im Untersuchungsgebiet hat die Saar ein flaches, von SO nach NW gerichtetes Talbecken von etwa 4 km Breite und 10 km Länge geschaffen (SCHNEIDER 1972). Zahlreiche tief eingeschnittene Seitentäler mit den Nebenflüssen der Saar münden zwischen bewaldeten Kuppen in dieses Becken ein, das ein Niveau von 190 m über NN hat (THÉOBALD 1952) (Abb. 2). In und am Rand dieser Talweitung hat sich die Stadt Saarbrücken aufgrund der Steinkohlegewinnung und großer Hüttenwerke zu einer bedeutenden Industriestadt entwickelt. Alle vier Probeflächen am Rande der Talweitung (zwischen 200 und 290 m) liegen innerhalb der Grenzen der Kernstadt Saarbrücken (Grenzen von der Gebietsreform vom 1.1.1974). Sie werden im folgenden von West nach Ost genauer beschreiben (S, W, K, T) (vgl. Abb. 1,2 und Tab. 1).

3.11. Schanzenberg

Diese Probefläche im SW der Stadt liegt im Strukturbereich "Warndt" im Stadtwald Alt-Saarbrücken, einem fast geschlossen bewaldeten Buntsandsteinhügelland an der deutsch-französichen Grenze (vgl. SCHNEIDER 1972) (Abb. 1,2,3). In diesem Bereich herrschen schwach gepufferte, lemig-sandige Böden vor. Eine zusätzliche Degradation der Böden erfolgte durch Entnahme der Krautschicht (SCHNEIDER 1972:198). Die dem Standort gegenüberliegende Burbacher Hütte (1 km nördlich) führt durch Rauch- und Staubimmissionen zu Schäden, hauptsächlich an den Nadelbäumen (SCHNEIDER 1972). Die Haupt-Windrichtungen aus W bis SW (SORG 1965) führen jedoch zu einer Verringerung der negativen Einflüsse von Hütten- und sonstigen Immissionen. Die Probefläche wurde in einem Tal zwischen dem Engenberg (291 m) und dem Schanzenberg (231 m) ausgewählt. Ein schmaler, 20 m breiter Waldstreifen trennt die Fläche von dem 120 m entfernten Messegelände. Die Fläche hat eine maximale Breite von 225 m und eine Länge von ca. 480 m. Die Höhenunterschiede dieser nach NO geöffneten Mulde betragen bis zu 25 m, so daß ein Teil nach SO, der andere nach NW exponiert ist (Abb. 3 und 8).

Der Boden setzt sich etwa zu 46% aus Quarz- und zu 54% aus Diluvialsanden zusammen (ermittelt aus der Standortskarte des Stadtwaldes Saarbrücken 1970). Aufgrund der Verwitterung des mittleren Buntsandsteins tritt der Quarzsand meist an den Hängen der Probefläche (37%) auf und wird von diluvialem schluffigem (13%) oder feinem (40%) Sediment bedeckt. Solche tiefgründig verwitterten Böden sind arm und tragen deshalb Wälder, die durch starke menschliche Einflußnahme zu Mischbeständen und/oder Nadelholzkultur umstrukturiert wurden (Anonymus 1973). Eine vom Forstamt Saarbrücken betriebene Baumschule liegt in der Nähe der Untersuchungsfläche, deren mittlerer Bereich Teil des Arboretums mit zahlreichen eingebürgerten Exotenarten ist.

Die Hangneigung beträgt 22° im NW, 13° im SO, jedoch nur 4° in der SW-NO-Richtung. Der rote Buntsandstein tritt an manchen Stellen als senkrechte Wände hervor, die als Nistplätze von Tannenmeise[1] oder Zaunkönig benutzt werden können. Waldwege für Naherholung und Forstverwaltung durchqueren die gesamte Fläche und grenzen teilweise verschiedene Waldtypen ab (vgl. 3.4).

3.12. Winterberg

Der 301 m hohe Winterberg mit seinem Krankenhaus überragt die Stadt Saarbrücken (Abb. 1,2). Seiner Struktur nach ist er noch mit dem Warndt zu vergleichen. Im Gegensatz zur Schanzenbergfläche ist er aber ein isolierter Berg mit einem Dach aus Voltziensandsteinresten. Dieser harte Sandstein der oberen Buntsandsteinformation bildet ebene Flächen bei höheren Bergen. Er kommt hauptsächlich im Nord-Osten im Saarbrücken-Kirkeler-Waldbezirk vor und umrahmt den südlichen und östlichen Teil des Warndtgebietes (SCHNEIDER 1972: 197.1). Die Untersuchungsfläche auf dem Winterberg ist eine schmale, lang gezogene Fläche von etwa 775 m Länge und 120 m Breite, die sich mit Hanglage in WO-Richtung erstreckt. Eine Straße und ein breiter Waldweg begrenzen die Fläche an den Breitseiten. Die westliche Seite wird von einige Pfaden durchkreuzt. Die genauere Zusammensetzung des Bodes war nicht festzustellen, da keine Standortkartierung für dieses Gebiet existiert.

---

1) Für die wissenschaftlichen Namen der im Text erwähnten Vogelarten, vgl. Tab. 4; Namen nach NIETHAMMER et al. (1964).

Die Waldfläche ist nicht von vergleichbarem Biotop umgeben, außer an ihrer westlichen und östlichen Begrenzung (Abb. 5). Somit kann diese Fläche als isolierte Waldinsel (im biologische Sinne) innerhalb des städtischen Bebauungsraumes gelten (MACARTHUR & WILSON 1967, MÜLLER 1974, GAVARESKI 1976). Die südlichen und südwestlichen Hänge des Winterberges fallen zur Saarbrücken-Forbacher Senke (SCHNEIDER 1972) langsam ab (Abb. 2). Auf der süd-südwestlichen Seite finden sich Wiesenflächen von ungefähr 2,7 km^2. Da der Nordhang des Winterberges im Lee der West- bis Südostwinde liegt, werden die Schädimmissionen der Burbacher Hütte (im Westen der Stadt) und die der Halberger Hütte (im Südosten der Stadt) nicht voll wirksam. Aufgrund ihrer Lage gegenüber dem Stadtzentrum jedoch erhält die Fläche bei entsprechenden Wettersituationen doch SO_2-, Staub- und Rauchimmissionen. Sie liegt immer noch in einer stark belasteten Zone (vgl. Anonymus 1972, Karte 9 in THOMÉ 1976).

3.13. Kaninchenberg

Die Fläche auf dem Kaninchenberg ähnelt in ihrer Gestalt der Winterbergfläche. Der Kaninchenberg gehört aufgrund seiner Lage im nördlichen Bereich der Saarbrücker Talweitung zur schon erwähnten Saarbrücken-Kirkeler-Waldeinheit (Abb. 1,2,4). Er liegt an deren westlichstem Punkt und bildet mit der Halberger Waldinsel eine scharfe Trennung zwischen den Vorbergen und dem Talbecken. Der harte Voltziensandstein auf den anderen ebenen Kuppen dieser naturräumlichen Einheit erreicht hier seine nördliche Verbreitungsgrenze. Er bildet allseitig steil abfallende Kuppen mit offenen waldbedeckten Platten (SCHNEIDER 1972: 186.1). Die umgebenden Täler sind zum Teil besiedelt. Vom Kaninchenberg wurde der Muschelsandstein, der noch auf dem Schwarzenberg und im Stiftswald ansteht, bereits während der Tertiär- und Quartärzeit abgetragen (vgl. THOMÉ 1976).

Die Untersuchungsfläche bedeckt den überwiegenden Teil des Kaninchenberges. Die Hangneigung am Kaninchenberg ist auf der SW-exponierten Seite mit 31° am steilsten (Abb. 8). Zu bemerken ist, daß die zum Saartalbecken gerichteten Hänge die steilsten sind, was auf Erosionseinflüsse zurückzuführen ist. Die Probefläche umfaßt neben den oberen Berghängen auch das auf 260 m liegende, ca. 1,1 ha

große Plateau mit dem höchsten Punkt in 265,4 m Höhe. Pfade führen spiralförmig bis zur Spitze und überwinden einen Höhenunterschied von ca. 60 m. Da der Kaninchenberg in Privatbesitz ist, ist keine Standortkartierung und somit auch keine genauere Untersuchung des Bodens durchgeführt worden. Die K-Fläche ist eine Waldinsel innerhalb dichter Bebauung, besonders auf der SW- bis NW-Seite. Der höchste Punkt der Fläche erlaubt einen guten Blick auf die Stadt in westlicher Richtung. Von hier aus liegen das Stadtzentrum (Kreuzung Dudweiler Straße-Kaiserstraße am Rathaus) 2 km und die Burbacher Hütte 5 km entfernt. Die Brebacher Hütte im SO ist nur 1,5 km entfernt, liegt jedoch im Windschatten der Halberges, der einen gewissen Schutz vor Immissionen bietet. Die Hauptwindrichtungen (aus W und S) wirken sich nachteilig auf den Kaninchenberg aus, weil sie dem Verlauf des Saartales folgen.

3.14. Tierpark

Im nördlichen Teil Saarbrückens erstreckt sich der Saarkohlewald, dessen Individualität in der Überlagerung des Karbon durch den Buntsandstein besteht (SCHNEIDER 1972: 191.2). Die Tierparkfläche liegt am südöstlichen Rand des Saarkohlewaldes. Die nähere Umgebung besteht aus bewaldeten, 300 bis 380 m hohen Höhenrücken, die durch tiefe Täler gegliedert werden. Auf den Rücken finden sich Böden des mittleren Buntsandsteines. Die Fläche liegt in einem geschlossenen Waldgebiet zwischen 256 und 277 m am Hang des 338 m hohen Berges "Großer Homburg" (Abb. 1,3). Mit einer Hangneigung von 7,7° nach S-SO ist sie die flachste Untersuchungsfläche (Abb. 6,8). Der Hang neigt sich sanft bis zu einem Tal in 235 m Höhe, das zur Universität führt. Die Fläche wird auf zwei Seiten (SO-SW) vom Wildpark begrenzt (Anlagen für Dam- (Dama dama) und Rothirsch (Cervus elaphus) sowie Schwarzwild (Sus scrofa)).

Innerhalb des Wildparkgeländes wurden Krautschicht und Unterholz von den Tieren beschädigt oder degradiert. Die T-Fläche wird von Waldwegen eingesäumt, aber nur von wenigen Pfaden durchquert.
Die Bodenzusammensetzung der Fläche entspricht zu etwa 8,4% Quarzsand und zu 44% schluffigem, 38% feinem und 9% vernässendem Diluvialsand (ermittelt aus der Standortskarte des Stadtwaldes Saarbrücken 1970). Diluvial abgelagerte Sande sind ein typisches Merkmal der Unterhänge.

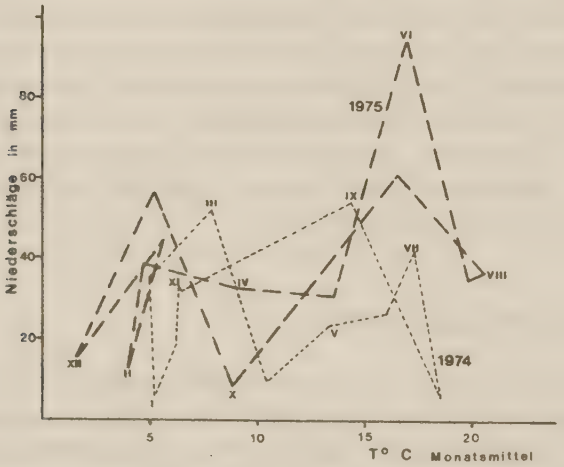
Vernässende Diluvialsande liegen in den tieferen Lagen der Fläche, wo der Abfluß schwach ist. Solche Böden sind oft durch anthropogene Einflüsse entstanden, z.B. Kriegseinwirkung und Verdichtung durch Beweidung (Anonymus 1973). Diese beiden Einflüsse auf die Böden der Fläche lassen sich einerseits durch die zahllosen Spuren von Bombentrichtern und Schützengräben, andererseits anhand des Wildbestandes feststellen. Der seit dem Krieg durch waldbauliche Maßnahmen regenerierte Wald ist dicht; die Krautschicht ist sehr arm. Besonders geeignete Niststellen für Zaunkönig und vor allem für Rotkehlchen, deren Nester aber trotzdem schwer zu finden sind, liefert der durch Bombentrichter und Schützengräben reich strukturierte nackte Boden.

3.2 Klimatische Gegebenheiten

Die Klimatologie hat nach SCHMITHÜSEN (1968:6) nicht nur einen physikalischen Sinn, sondern aufgrund der engen Verbindung zwischen Klima und Vegetation auch eine bedeutungsvolle biologische Komponente. Diese wechselseitigen Einflüsse erfordern eine Darstellung der lokalklimatischen Verhältnisse unseres Untersuchungsgebietes, da das Klima die Vogelgemeinschaften entweder direkt oder indirekt, d.h. durch seine Einwirkung auf die Vegetationszusammensetzung, beeinflussen kann (LACK 1954,1968, WAGNER 1965, SCHMITHÜSEN 1968: 94-99, JAMES & SHUGART 1974, u.a.).

Das Saarland gehört dem atlantisch-gemäßigten Klimatypus an DE LATTIN 1967:28). Die Einflüsse des feuchtkühlen Klimas machen sich bis zur Bergschranke der Pfalz und der Vogesen bemerkbar. Im Vergleich zum nördlichen Teil des Saarlandes haben das Saartal und die Saarbrücker Talweitung aufgrund der Leelage zum saarländisch-lothringischen Stufenland ein relativ trockenes Klima. Die wechselhafte Witterung im Jahresverlauf und von Jahr zu Jahr (1974-1975) wird durch ein Klimogramm dargestellt (Abb. 10). Die Niederschläge dieser beiden Jahre weichen von den von SORG (1965) und im Statistischen Jahrbuch des Saarlandes (1966-1972; hrsg. Statistisches Amt der Stadt Saarbrücken) angegebenen durchschnittlichen Werten stark ab. Außerdem sind die Klimaelemente, besonders Niederschlag und Temperatur, sehr wechselhaft und beeinflussen da-

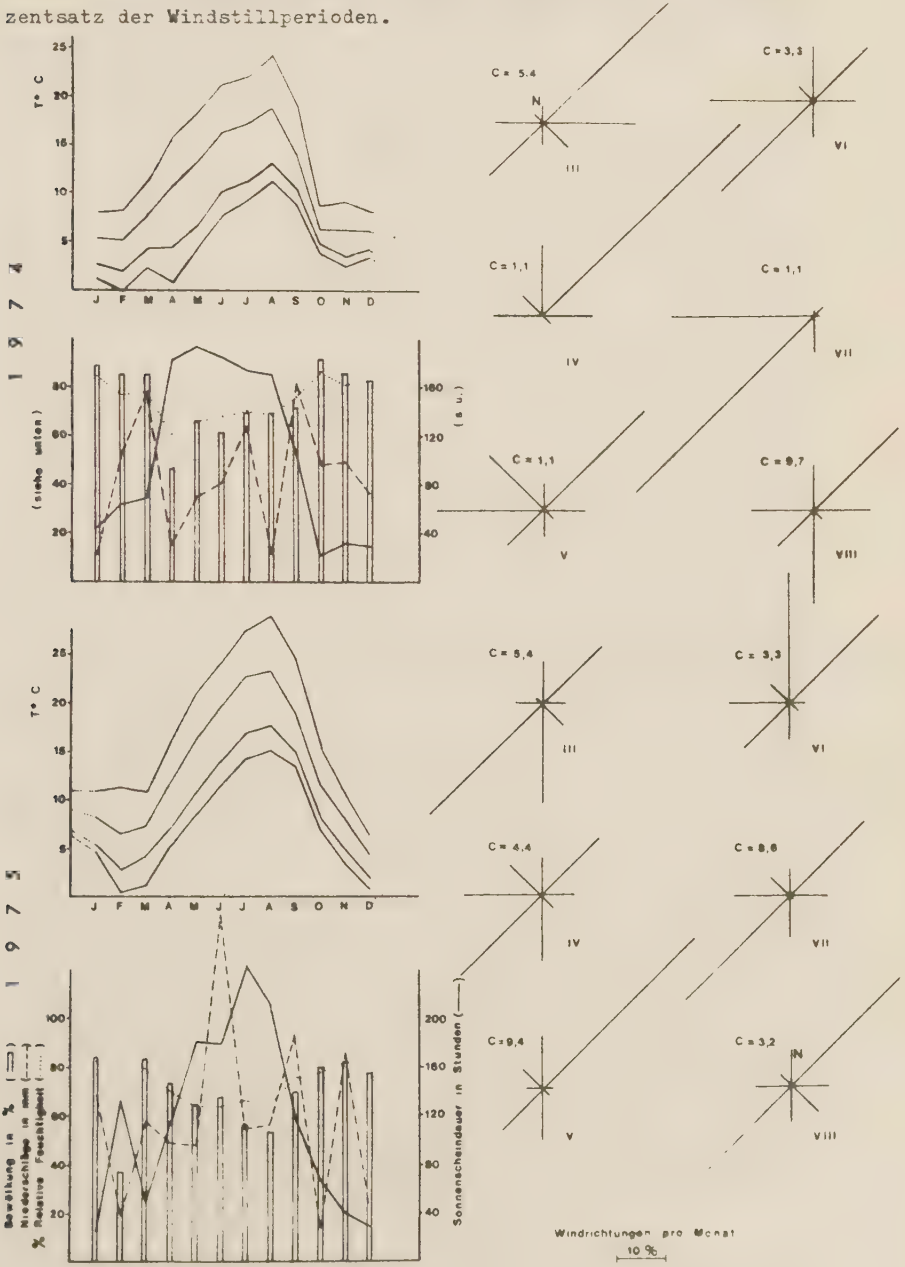
Abb. 10 Klimogramm der Jahresschwankungen der Niederschläge in Abhängigkeit von den Temperaturen



durch auf verschiedene Weise auch die Avifauna. SORG (1965), WAGNER (1965) und SCHNEIDER (1972) stellen das geschützte, warmtrockene Becken des Saartales mit durchschnittlich 770 bis 787 mm Niederschlägen im Jahr sowie einer mittleren Jahrestemperatur von 9,8°C als ein klimatisch begünstigtes Gebiet vor. Die Daten der beiden Untersuchungsjahre ergeben jedoch 517,7, bzw. 702,2 mm Niederschläge für 1974 bzw. 1975. Die Jahresmitteltemperatur der Jahre 1974 und 1975 betrug 10,7° bzw. 10,6°C. Diese starken Abweichungen lassen erkennen, daß während der Untersuchungsperiode besonders warme und trockene klimatische Bedingungen herrschten.

Abb. 11 stellt die monatlichen Werte verschiedener Klimadaten während der Untersuchungsjahre dar, um einen allgemein Überblick über das Makroklima des Saartales zu vermitteln. Die durchnittlichen Hauptwindrichtungen sind W und SW, jedoch zeigen die Ergebnisse von 1975 (Abb. 11) eine starke Nordost-Komponente (vgl. WAGNER 1965). Da die Ergebnisse der Vogelzählungen teilweise auch pro

Abb. 11 Monatliche Klimadaten während der Untersuchungsjahren. Die Windrichtungen sind für März bis August angegeben, C ist der Prozentsatz der Windstillperioden.



Woche berechnet wurden (vgl. 2.11.4 und CYR 1976b), sind die Temperatur- und Niederschlagsschwankungen in Abb. 12 ebenfalls pro Woche dargestellt, allerdings nur für die Monate während der Brutzeit, d.h. von März bis August. Die Temperaturen steigen regelmäßig bis August an, die Niederschläge sind jedoch unregelmäßig verteilt und fallen oft in wenigen Tagen.

Das Temperaturmittel ist in der Innenstadt im allgemein um 1,7°C höher als außerhalb der Stadt (MÜLLER 1972,1974c). Aus diesem und anderen Gründen (vgl. 2.31.) wurden auf jeder Fläche mikroklimatische Analysen durchgeführt. Da die Lichtverhältnisse bei den Mikroklimameßstationen unterschiedlich waren, z.B. in dichten Nadelholz- bzw. Laubwaldbeständen oder auf südlichen bzw. nördlichen Hängen, sind Unterschiede von einer Station zur anderen zu erwarten. Die Temperatur steigt ab 7:00 Uhr morgens (K, Abb. 13). Im Juli und August besteht um 6:15 bzw. 7:30 Uhr zwischen dem südlichen und nördlichen Hang einer Fläche bereits eine Differenz von 0,5°C (K, Abb. 13). Diese Differenz steigt bei K im Juli im Laufe des Tages bis auf 3,5°C und im August auf 1,5°C, während sie im August bei S auf 2,2°C ansteigt. Der größere Unterschied auf den Hängen von S (im August) ist auf den Nadelbaumbestand zurückzuführen. Die Wärmebedingungen der Südhänge sind auf S, K und T gleichwertig, die Maximalwerte der Station St. Arnual der Deutschen Wetterwarte waren jedoch am 8. Juli und 14. August 1975 um 1° bzw. 1,5°C höher. Wahrscheinlich ist der Schattenseffekt des Waldes Hauptgrund für diesen Unterschied. Die Höhenunterschiede zwischen der Wetterstation St. Arnual (198 m) und den Mikroklimameßstationen auf den Flächen betragen höchstens 85 m. Jedoch sind die Flächen nicht weit genug von der Talweitung entfernt, um diese Temperaturunterschiede begreiflich zu machen. Die Einheimischen meinten dazu, die Klimaverhältnisse seien 1974 besonders "durcheinander" gewesen.

Die Mikroklimastation der östlichen Seite von W ist nordexponiert, und die gemessenen Werte sind mit denen der nördlichen Seite von S und K zu vergleichen. Bei der anderen Station von W wurden maximal nur 24,5°C erreicht, was auf die von der Sonne abgeschirmte Lage und die starke Neigung des Hanges zurückzuführen ist. Die höchsten Werte wurden allgemein um 15:00 Uhr erreicht. Die Minimumwerte

Abb. 12 Temperatur- und Niederschlagsschwankungen ab Mitte März

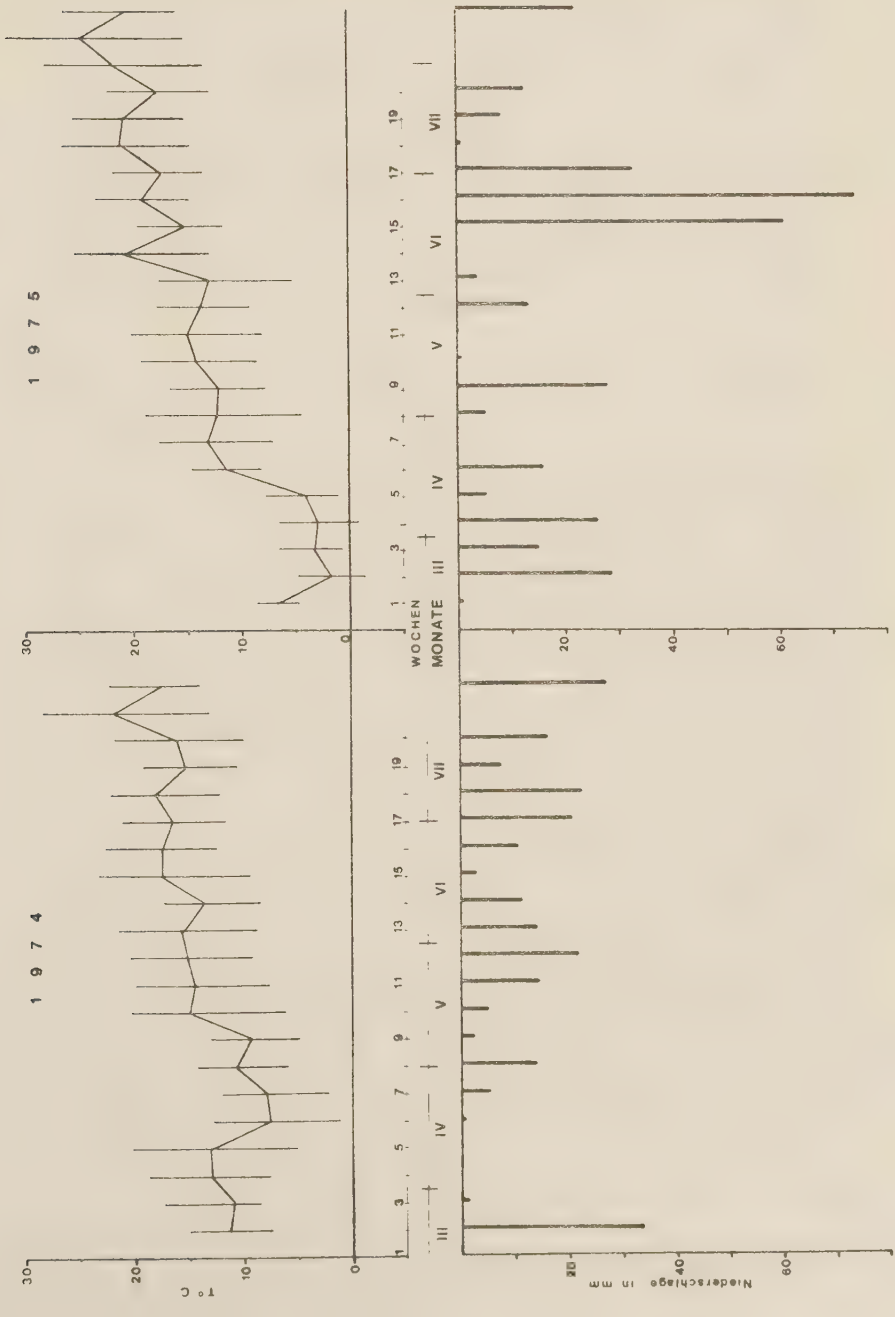
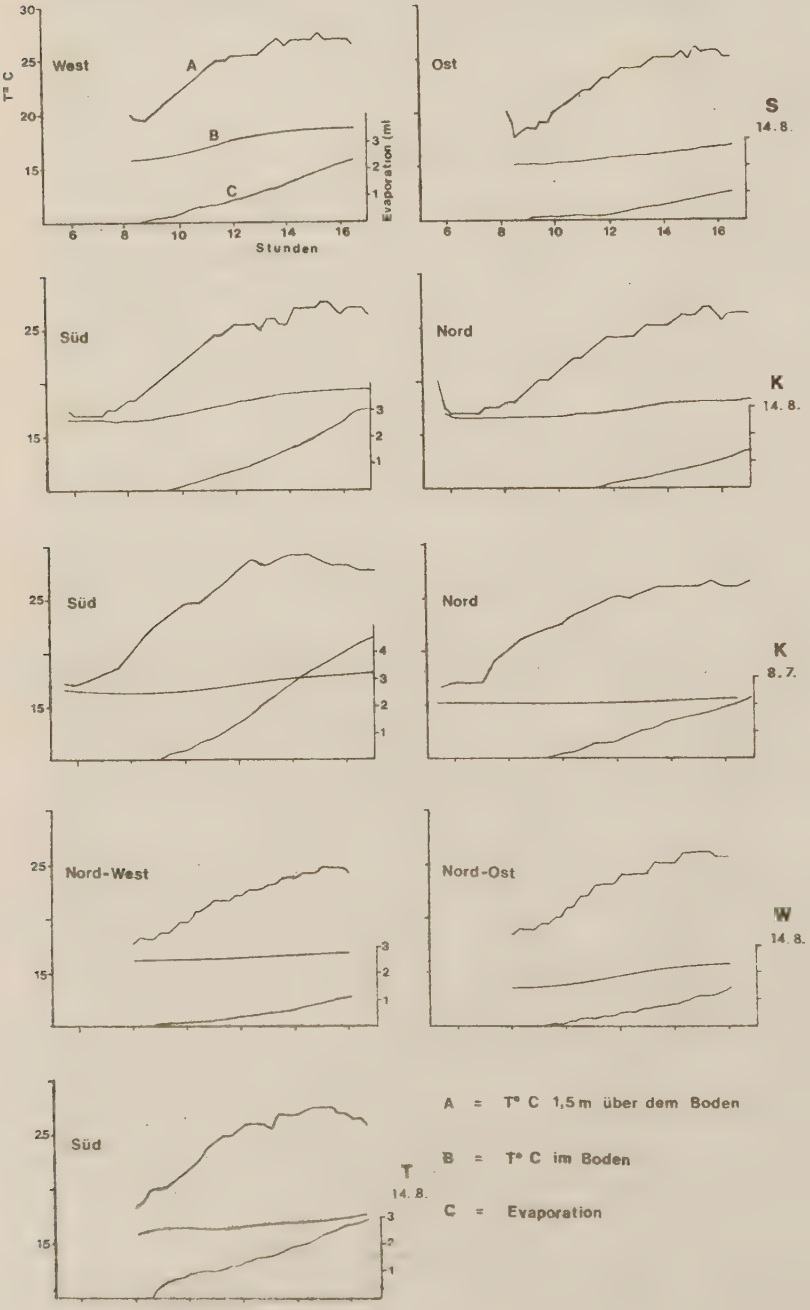


Abb. 13 Mikroklima der Untersuchungsgebiete. Datum der Messungen und Expositionsrichtung des Hanges auf den Stationen sind angegeben.



der Tage wurden nicht ermittelt, weil auf drei Flächen (S, W und T) die Messungen erst um 8 Uhr begannen. Bei K sind selbst die Minimumwerte um 1,4°C höher als die der Wetterstation St. Arnual.

Die Verdunstungsmengen auf den Stationen sind mit den Temperaturen korreliert: der kühlste und steilste nördliche Hang von W hat ebenso wie der nördliche Hang im Nadelholz von S eine Evaporation von nur 1 mm Wasser (Abb. 13). Die Stationen mit den höchsten Maximal-Temperaturen wiesen auch die höchsten Verdunstungswerte auf (2,3 mm, 2,9 mm und 3,0 mm auf S, T und K, auf Süd- oder Südost-Richtung exponiert).

3.3 Helligkeitsverhältnisse

Als meßbares Element eines Waldbiotops ist die Helligkeit (in Lux gemessen) eine Funktion der Vegetationsstruktur, der vorhandenen Vegetationsformen und der Exposition der Vegetation zur Sonne hin, aber auch des Tageszeitabschnitts, während dessen die Helligkeit gemessen wurde. In Abb. 14 sind die Helligkeitsschwankungen dargestellt, wie sie am 8.7.1975 an der gleichen Stelle auf K (Abb. 14a,c) bzw. am 22.4.1975 und 1.5.1975 auf K bzw. W an verschiedemem Stellen gemessen wurden (Abb. 14b). Diese Ergebnisse sind mit denen vergleichbar, die DAAN & ASCHOFF (1975) erzielten, sie sind jedoch in natürlichen Logarithmen ausgedrückt; außerdem haben unsere Messungen erst gegen 5 h begonnen. Die Werte in Abb. 14a sind niedriger als die in Abb. 14b, weil die ersteren Messungen nach der Belaubung im Juli gemacht wurden, im Gegensatz zu denen in Abb. 14b, die Ende April/Anfang Mai erfolgten. Das Ablesen der Helligkeit auf dem Luxmeter kann (ebenso wie die Schätzung der Vegetationsdekkung) manchmal subjektiv sein, weil die Helligkeit, wenn der Wind weht, je nach der Veränderung des Schattens der Blätter auf dem Apparat stark schwankt: dies erklärt die starken Schwankungen, die aus der Abb. 14a abzulesen sind. Aufgrund der Neigung der Sonne erreichen die Werte zwischen 8 und 16 Uhr mehr oder weniger eine gleichblei-

bende Höhe (Abb. 14b); die Schwankungen sind auf den bedeutenden Einfluß zurückzuführen, die das Blattwerk auf die unterhalb der Baumkronen bemessene Helligkeit hat.

Die an einer gegebenen Nisthöhle registrierten Schwankungen (Abb. 14c) zeigen, daß die Helligkeit nur etwa zwischen 10 und 14 Uhr vergleichbar ist. Da die nach den drei verschiedenen Meßverfahren erzielten Ergebnisse parallel verlaufen (vgl. 2.3), werden nur die vom Nistkastenloch aus nach oben gemachten Messungen berücksichtigt. Auf Abb. 14d entsprechen die Zahlen am rechten Rand den Nummern der Stationen in Abb. 4, an denen die Helligkeit gemessen wurde. Sie sind in abnehmender Reihenfolge entsprechend der Helligkeit aufgeführt. Hieht man die Vegetationsdeckungsgrade zu jeder Station, an der gemessen wurde, hinzu, so ist festzustellen, daß die Helligkeit an den Stellen, die den niedrigsten Deckungsgrad in der obersten, d.h. der 5. Schicht, haben, stärker ist (vgl. Abb. 9a). Die nie-

---

Abb. 14 Beziehung zwischen Helligkeit und Tageszeit

A) Messungen an einem Standort auf K; dichte Punkte: Luxmeter in Himmelsrichtung, dünne Punkte: Luxmeter zum Boden gerichtet. Gestrichelte Linien: Messungen bei direkter Sonneneinstrahlung.

B) Messungen an mehreren Standorten auf K und W (vgl. Abb. 14A)

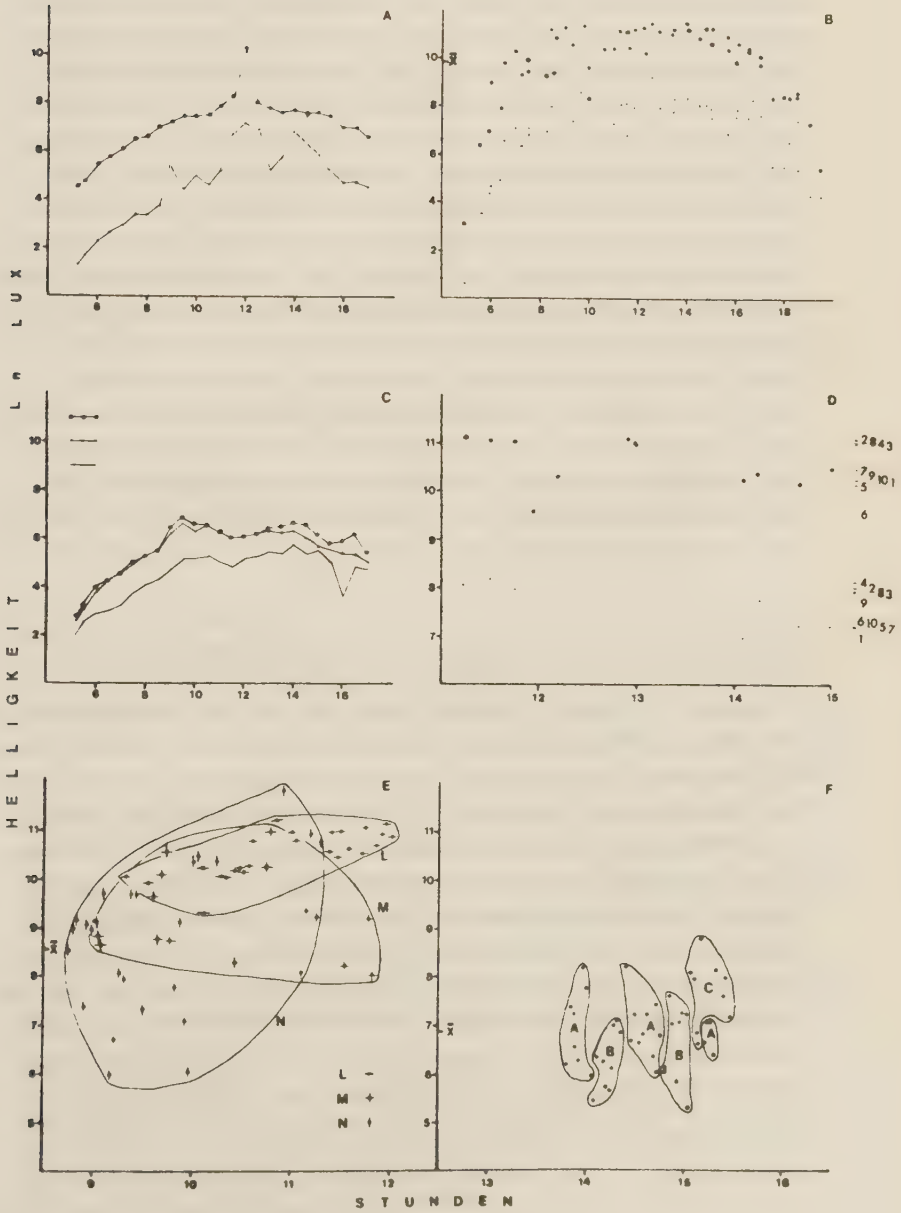
C) Drei Messungstypen an einem Nistkasten auf K (s. Text)

D) Messungen auf den Kreisflächen der quantitativen Vegetationsaufnahmen der Fläche K (vgl. Abb. 4 und 9a)

E) Messungen an Nistkästen in Laub- (L), Misch- (M) und Nadelholz- (N)-Beständen auf S

F) Messungen an Nistkästen auf den Süd- (A) und Nordhängen (B) sowie auf der Kuppe (C) der K-Fläche

Abb. 14 Beziehung zwischen Helligkeit und Tageszeit (s.S.50)



drigen Werte von Station 6 hängen mit dem Vorhandensein von Koniferen zusammen. Tatsächlich ist bei gleichem Vegetationsgrad die mittlere Helligkeit in einem Koniferenbestand niedriger als im Laubwald (Abb. 14e). Die in Höhe der verschiedenen Nistkästen vorgenommenen Messungen weisen starke Schwankungen auf. Tatsächlich beeinflussen neben der Lichtintensität zahlreiche andere Faktoren die Wahl einer Nisthöhle durch einen Vogel, so daß die Messungen eine detaillierte Analyse speziell des Einflusses des Lichtes auf die Besetzung einer bestimmten Nisthöhle nicht zulassen. Eine zu große Anzahl von Luxmetern wäre erforderlich, um gleichzeitig an allen Nisthöhlen die Messungen durchzuführen und somit eine brauchbare Vergleichsunterlage zu erhalten. Die unterschiedlichen Baumarten, an denen die Nistkasten aufgehängt sind, erklären die starken Schwankungen. Die vom Nistkastenloch aus nach oben, d.h. dicht an den Baumstämmen vorgenommenen Messungen erklären ebenfalls, warum die mittleren Werte in Abb. 14e und 14f niedriger sind als die zu den gleichen Meßzeiten registrierten Werte in Abb. 14b. Der mittlere Wert in Abb 14e ist deshalb höher als der in Abb. 14f, weil die Messungen einmal vor und einmal nach dem Wachsen der Blätter durchgeführt wurden.

3.4 Beschreibung der Pflanzengesellschaften (vgl. Tab. 1)

Ebenso wie die abiotischen Faktoren für die Biologie und die Verbreitung der Pflanzen und der von ihnen gebildeten Gemeinschaften von Bedeutung sind, sind die Pflanzengemeinschaften für die Vogelgemeinschaften von Bedeutung. Es gilt immer zu bedenken, daß die wechselseitigen Beziehungen zwischen den verschiedenen Elementen einer Biozönose nicht voneinander lösbar sind und daß der Einfluß eines Elements (des Klimas auf die Vegetation) die Existenz eines dritten (der Avifauna) bedingt. Jedoch verlangen die meßbaren direkten Beziehungen zwischen zwei Faktoren nicht unbedingt Kausalzusammenhänge. Das vorliegende Kapitel ist erforderlich, um die Beziehungen einerseits zwischen der Vegetation, ihrer Struktur und ihrer Zusammensetzung und andererseits der Avifauna, ihrer Ver-

breitung, Zusammensetzung und der Nischen bestimmter Arten zu erhellen.

Die untersuchten Wälder können nicht mehr als natürlich bezeichnet werden, da sie seit sehr langer Zeit dem menschlichen Eingriff unterworfen sind. Die verbliebenen Wälder wurden häufig geschlagen und wiederaufgeforstet, und es sind infolgedessen häufig mehr oder minder polykulturelle Anpflanzungen anzutreffen. In diesen "angepflanzten" und infolge von Bombardierungen in der Regeneration befindlichen Wäldern, die darüber hinaus für ihre Nutzung als Erholungsgebiete ausgeästet und gelichtet wurden, befinden sich die Probeflächen. Obwohl auf einigen Böden theoretisch ganz bestimmte Pflanzengesellschaften wie das "Melico-Fagetum" oder das "Luzulo-Fagetum" vorkommen müßten, sind diese Gesellschaften meistens nur potentiell vorhanden und selbst da, wo die Rotbuche (Fagus sylvatica)[1] noch vorkommt, durch Gesellschaften unterschiedlicher Struktur und Zusammensetzung überformt (Anonymus 1972,1973). Von der Nutzung her betrachtet, liegen sämtliche Probeflächen in zu Landschaftsschutzgebieten erklärten Zonen und werden auch alle als Erholungsgebiete genutzt; Fußgänger sind auf den durch die Probeflächen führenden Pfaden und Wegen relativ häufig.

3.41. Schanzenberg

Diese Probefläche liegt im Stadtwald Alt-Saarbrücken, dessen wirtschaftliche Bedeutung an dem an den zahlreichen Waldwegen aufgeschichteten Klafterholz, an den Mono- oder Mischkulturen sowie an der im Südosten der Probefläche liegenden Baumschule deutlich wird. Die "Wirtschaftskarte des Stadtwaldes Alt-Saarbrücken" gibt Aufschluß über die Zusammensetzung der verschiedenen Bestände[2].

Auf der Probefläche finden sich 40jährige Fichtenbestände (Picea abies), 35jährige Stiel- und Stein-Eichen (Quercus robur und Q. paetraea) und Rotbuchen, die Schwarzkiefer (Pinus nigra) und andere 10 bis 30 Jahre alte Mischbestände. Auf einem Teil der Probefläche erreichen verschiedene Eichen und Rotbuchen ein Alter von

---

1) Pflanzennamen nach SCHMEIL-FITSCHEN 1973

2) Diese Karte sowie die Auskunft über die Baumvegetation verdanke ich dem Förster Herrn Kihm.

157 Jahren (1974). Auf einem etwa 1,9 ha großen Abschnitt finden sich zahlreiche eingeführte fremdländische Arten, u.a. Douglasien (Pseudotsuga menziesii), Tannen (Abies grandis), Thuya (Thuya occidentalis und T. orientalis) und Kiefern nordamerikanischer oder asiatischer Herkunft, was aber nichts an der eigentlichen Struktur des Waldes ändert, da die verschiedenen Arten sich in ihren Formen in der gesamten Silvaea der holarktischen Zone sehr ähnlich sind.

Quantitativ gesehen, dominieren Schwarzkiefer, Fichte, Stiel-Eiche und Feldulme (Ulmus carpinifolia) (s. Tab. 6). Allerdings ist die Stiel-Eiche mit 61% relativer Häufigkeit am einheitlichsten über die gesamte Fläche verteilt. Danach folgt die Fichte mit 41%. Durch ihren Wuchs bedeckt diese sogar die größte Bodenfläche (Dominanz der Querschnittsfläche = 17). Die in ha ausgedrückten, in Tab. 6 dargestellten Ergebnisse (nach der Methode von JAMES & SHUGART 1970, vgl. CYR & OELKE 1976) berücksichtigen im vorliegenden Falle nicht die Verteilung der verschiedenen Gesellschaften. Umgerechnet auf die von jedem dieser Bestände eingenommene Fläche ergeben die Gesamtschätzungen pro ha 1424 Bäume; wenn man jedoch nur die Nadelholzgesellschaften der Probefläche berücksichtigt, ergibt sich eine Zahl von 1695 Bäumen pro ha im Gegensatz zu 1429/ha in den Laubholzgesellschaften. Die Nadelholzgesellschaften sind dichter gedrängt, lassen weniger Licht durch (Abb. 14e) und lassen weder die gleichen Vogelarten noch die gleichen Artendichten zu. Aufgrund des Aneinandergrenzens der verschiedenen Bestände und häufig auch der Breite ihrer Kontaktzonen ist es jedoch nicht möglich, die quantitative Verteilung der Vögel auf dieser Probefläche eingehender zu untersuchen.

Die wichtigsten Arten der Strauchschicht sind Sommer-Linde (Tilia grandifolia), Schwarzer Holunder (Sambucus nigra), Himbeere (Rubus spec.) und Feldulme. In der Krautschicht dominieren Kleinblütiges Springkraut (Impatiens parviflora), Himbeere und Gemeiner Wurmfarn (Dryopteris filis-mas).

Der wichtigste Faktor in der Vegetationsanalyse ist der Dekkungsgrad. Ausgehend von den Deckungsgradkarten, von denen pro Schicht je eine erstellt wurde (z.B. Abb. 9a), haben wir errechnet, welcher Anteil der gesamten Probefläche von jeder einzelnen Dekkungsgradklasse eingenommen wird. Die Ergebnisse sind für jede

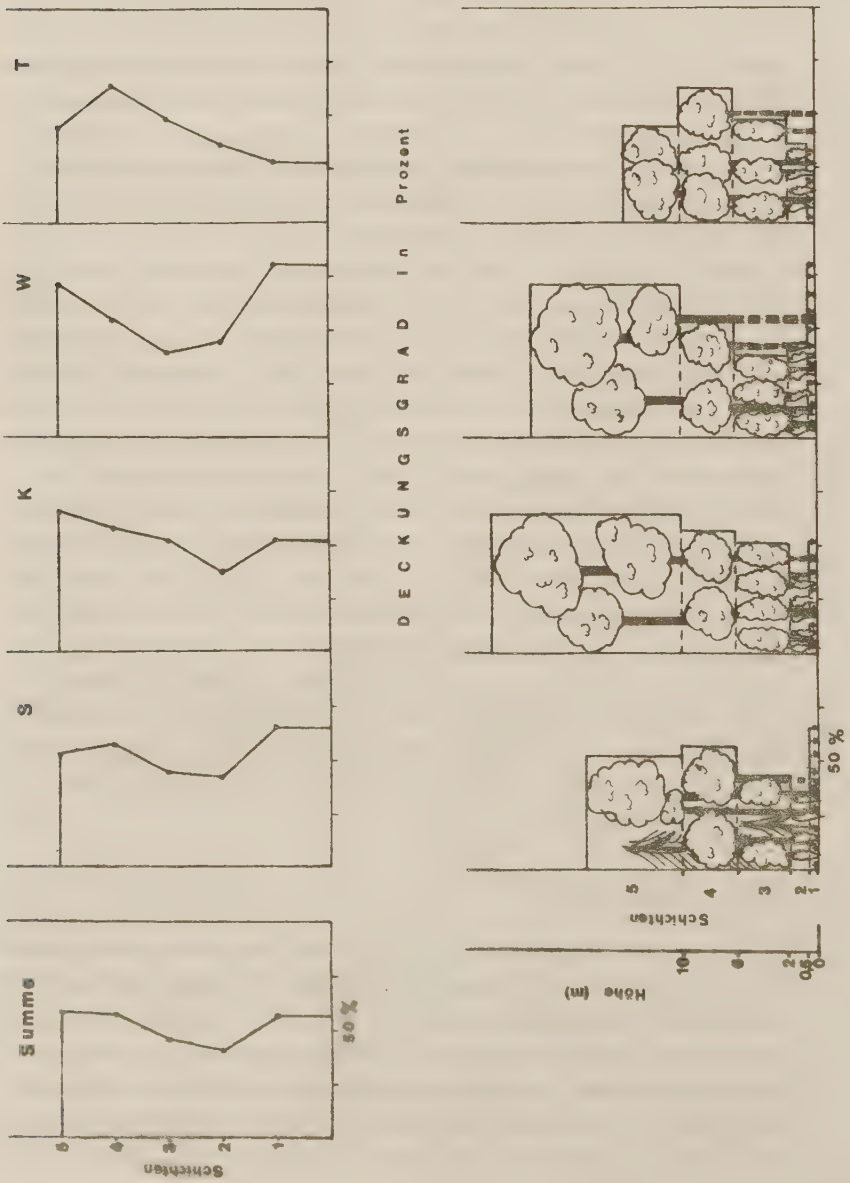
der fünf unterschiedenen Schichten in ha und in % ausgedrückt (Tab. 10). Der mittlere Deckungsgrad in Prozent ($\overline{CD}$ %) wurde nach der Formel $\overline{CD}\ \% = \sum_{i=0}^{3} \frac{\overline{C}_i}{100} D_i$ errechnet, wobei $\overline{C}_i$ die mittlere Deckung einer Deckungsklasse i ist (4 Klassen: 0 bis 3) und D_i den prozentualen Anteil der Probefläche wiedergibt, der von der Deckungsklasse i in dieser Schicht bedeckt ist (CYR 1976a). Diese Durchschnittswerte pro Schicht ermöglichen die Anfertigung eines Profils der Probefläche (Abb. 15), das den Heterogenitätsgrad der Struktur einer Probefläche im Verhältnis zu einer anderen verdeutlicht. Die oberste Schicht in S ist heller als die entsprechende in K und W, was in erster Linie durch die größere Anzahl von Nadelbäumen auf S bedingt ist (Tab. 10). Auf der anderen Seite ist S älter als T, und hieraus erklärt sich der Unterschied zu dieser Probefläche. Die auf der gesamten Fläche fast einheitlich stark ausgebildete Krautschicht (0 bis 0,5 m) hat als solche nur wenig Bedeutung für die Vögel, und ihre Einheitlichkeit erlaubt es nicht, Schlüsse für diese Probefläche zu ziehen.

Der Winter 1974-75 hat dem Wald Schäden beigebracht; einige Bäume, vor allem Koniferen, deren Wurzeln weniger tief im Boden verankert sind, stürzten um, insbesonders auf einem 0,08 ha großen, mit Schwarzkiefern bewachsenen Gelände der Probefläche. Der hierdurch gelichtete Bestand begünstigte das Einnisten bestimmter Vogelarten, und zwar von Rotkehlchen, Zaunkönig und Gimpel, wobei die beiden letztgenannten Arten insbesondere die umgestürzten Bäume benutzten, um darin ihre Nester zu bauen (in den Zweigen der umgefallenen Nadelbäume wurden 4 Zaunkönig- und 2 Gimpelnester gefunden).

3.42. Kaninchenberg

Auf dieser Probefläche dominieren die eingeführte Art Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und die Hainbuche (*Carpinus betulus*), die Süß-Kirsche (*Prunus avium*) und der Berg-Ahorn (*Acer pseudo-platanus*). Die Verteilung der Arten ist jedoch nicht einheitlich. Die Kreisflächen (quantitative Aufnahmen nach JAMES & SHUGART 1970, Tab. 7) in den weniger dichten Waldteilen (Abb. 4 und 9a)

Abb. 15 Deckungsgrad-Profil der Vegetation der Untersuchungsflächen



enthielten in der Regel mehr Robinien als andere Arten, während die in den dichter bewachsenen Gebieten mehr Hainbuchen aufwiesen. Der Bewuchs dieser beiden Zonen hängt auch mit ihrer Exposition bzw. ihrer Orientierung zur Sonne hin zusammen. Wie es die mikroklimatischen Verhältnisse auf der Nord- im Vergleich zur Südseite dieser Probefläche gezeigt haben, ist ein mehr zur Sonne exponierter Hang wärmer und folglich trockener, und diese Umstände spielen dann auch in der Verteilung bestimmter Vogelarten eine wesentliche Rolle (vgl. 6.21.3 und 6.22.).

In der Reihenfolge ihrer Bedeutung bezüglich der Einheitlichkeit ihrer Verteilung sind Stiel-Eiche, Robinie und Berg-Ahorn zu nennen. Das Unterholz setzt sich in der Hauptsache aus Schwarzem- und Trauben-Holunder (Sambucus racemosa), Berg-Ahorn, Eberesche (Sorbus aucuparia), Hainbuche und Robinie zusammen, wobei letztere Art auf der Südseite der Probefläche ein dichteres Unterholz bildet (Abb. 9a). Das reiche Vorkommen von Holunder auf der Probefläche ist auf menschlichen Einfluß zurückzuführen, durch den die Vegetationsbestände in ihrer Zusammensetzung verändert wurden (Anonymus 1972). Aufgrund seiner Eigenschaft als Nahrungslieferant begünstigt der Holunder in diesen Biotopen einen viel reicheren Bestand an Vogelarten.

Am Boden dominieren Kleinblütiges Springkraut, Echte Brombeere (Rubus fructicosus), Himbeere (beide Rubus-Arten kommen an allen weniger dicht bewachsenen Stellen der Probefläche, an den Wegerändern und in den südlichsten Gebieten vor), Gemeiner Wurmfarn und Berg-Ahorn, der sich in Form kleiner Pflänzchen auf der Nordseite und auf dem oberen Teil der Fläche vorwiegend in der Regeneration befindet.

Die Struktur einiger Schichten und die durchschnittliche Deckung in Prozent sind in Abb. 9a und Tab. 10 dargestellt. Auf der Probefläche K reicht das Laubwerk im Vergleich zu den anderen untersuchten Flächen am höchsten, und das Profil (Abb. 15) zeigt eine Anordnung von Schichten und Deckungsgraden, die es ermöglicht, die Integration der Avifauna in ihr Biotop zu erklären (vgl. 6.2). Das Verhältnis zwischen dem Deckungsgrad einer Schicht zu dem einer anderen verhilft zum Verständnis des Einflusses, den das Licht auf das Wachstum der darunterliegenden Schichten hat (vgl. 6.1 und

Abb. 28). Dies führt uns gleichfalls zur Diskussion über den Zusammenhang zwischen der Besetzung einer Nisthöhle und der sie umgebenden Vegetationsstruktur (vgl. 6.21. und 7.2).

3.43. Winterberg

Durch das Fehlen von Wegen und den steilen Hang sind drei Viertel dieser Fläche den Spaziergängern praktisch unzugänglich. Das heißt also, daß die niedere Vegetation ebenso wie der Wald im allgemeinen nicht gelichtet ist; allerdings trifft dies nicht auf den östlichen Teil zu, auf dem in der Zeit zwischen 1974 und 1975 auf einer Fläche von ungefähr 150 m Länge und 50 m Breite die Bäume zum Teil ausgeästet bzw. gefällt wurden. Der Einfluß dieser forstlichen Maßnahme wurde nicht gemessen, die Vögel scheinen davon jedoch nicht betroffen zu sein.

Einzelheiten über die Zusammensetzung der Vegetationsgemeinschaft sowie des Umfangs und der Einheitlichkeit der Artenverteilung sind aus Tab. 8 zu entnehmen. Berg-Ahorn, Eberesche, Edelkastanie (Castanea sativa) und Schwarzer Holunder bilden die Strauchschicht. In der Krautschicht dominieren Kleinblütiges Springkraut, Gemeiner Wurmfarn, Gemeiner Hohlzahn (Galeopsis tetrahit) und Brombeere.

Kennzeichnend für die Vegetationsstruktur sind die Anordnung und Heterogenität der Deckungsklassen in den unteren Schichten (2 und 3) (vgl. 2.41. und Abb. 9b). Tatsächlich verursacht der Randeffekt (= Randlinienwirkung, MULSOW 1968) aufgrund der Grenzen der Probefläche eine Störung in der Einheitlichkeit der Verteilung der dominierenden Baumarten durch das Hinzukommen von Buschgruppen vor allem auf der Südseite, die dann auch aufgrund des stärkeren Lichteinfalls von dieser Seite bis ins Innere der Fläche vordringen. Dies zieht eine Erhöhung der Strukturmannigfaltigkeit der Fläche nach sich, was wiederum dazu beiträgt, Artenreichtum, Dichte und Mannigfaltifkeit der Vogelgemeinschaft zu vergrößern, wie später noch diskutiert wird (z.B. 7.4).

3.44. Tierpark

Wie S ist diese Probefläche Teil eines gleichzeitig der wirtschaftlichen Nutzung wie der Erholung dienenden Waldkomplexes.

Die wirtschaftlichen Belange haben hier zu einer halb-natürlichen Bepflanzung geführt, d.h. einem gemischten Bewuchs, der sich in erster Linie aus zwei natürlichen Arten, der Stiel-Eiche mit 40% und der Rotbuche mit 10%, sowie zwei angepflanzten Arten, der Lärche (Larix decidua) mit 40% und der Schwarzkiefer mit 10%, zusammensetzt (Angaben von Herrn Förster Günther). Zwischen der Brutsaison 1974 und 1975 wurden die 14 noch verbliebenen 161jähgen Bäume (Stiel-Eiche und Rotbuche) geschlagen. Sie standen im äußersten Osten sowie am Rande des in südwestlicher Richtung verlaufenden Weges und dienten verschiedenen Arten (Zilpzalp, Ringeltaube, u.a.) als Singplatz und Aufsitzmöglichkeit.

Die quantitativen Pflanzenaufnahmen (Tab. 9) zeigen in etwa das gleiche Verhältnis zwischen den dominierenden Baumarten auf und geben außerdem Aufschluß über die wenigen, nicht reichlich angetroffenen Arten. Das natürliche Nachwachsen der Stiel-Eiche muß durch die edaphischen und mikroklimatischen Verhältnisse begünstigt sein; so läßt sich erklären, daß die Eiche über die Lärche dominiert. Im weniger dicht bewachsenen südwestlichen Teil der Probefläche ist die Regeneration der Eiche außerdem besonders stark. Die Strauchschicht wird von den dominierenden Baumarten und - in den etwas lichteren Zonen sowie am Rande der durch die Probefläche verlaufenden Wege - von der Brombeere gebildet. Gemeiner Wurmfarn, Adlerfarn (Pteridium aquilinum) und Kleinblütiges Springkraut dominieren am Boden.

Die Probefläche ist von kleinen Schwarzkieferinseln durchsetzt, die eine eigene Flora und Struktur aufweisen (Abb. 6 und 9b). Im Südwesten der Probefläche ist die Vegetation aufgrund der höheren Bodenfeuchtigkeit in den unteren Schichten dichter (vgl. 3.14.). Der mittlere Deckungsgrad der Schichten (Tab. 10) zeigt die Armut der Krautschicht auf, die aber wiederum eine starke, für das Einnisten des Rotkehlchens besonders geeignete Streuschicht besitzt. Das Profil dieser Probefläche weist eine von dem der anderen Flächen abweichende Struktur auf (Abb. 15). In Schicht 5 ist zudem die Deckung ziemlich gering, da die Maximalhöhe der Bäume die untere Grenze dieser Schicht kaum überschreitet. Die Vegetation der T-Fläche ist sicherlich die homogenste und niedrigste aller untersuchten Flächen, was ihr theoretisch einen geringeren Vogelreichtum und eine geringere Diversität der Vogelformen einbringen müßte (MACARTHUR & MACARTHUR 1961).

4. Vogelgemeinschaften

4.1 Abundanz

4.11. Überblick

Anhand der auf den vier Probeflächen durchgeführten Bestandsaufnahmen konnte die Anwesenheit von 40 brütenden Arten aus 14 verschiedenen Familien festgestellt werden. Mit 14 weiteren Arten aus sieben verschiedenen Familien wurden zwar Kontakte hergestellt, aber es konnte für diese Arten keinerlei Brutnachweis erbracht werden. Gänzlich außer acht gelassen wurden Arten wie Mauersegler, Schwalbe und Ente, die über die Probeflächen nur hinwegflogen, ohne sich jemals darin aufzuhalten. Auf einer untersuchten Gesamtfläche von 34,9 ha wurden im Jahre 1974 502,5 Reviere männlicher Standvögel abgegrenzt, die 36 Arten angehörten, während es im Jahre 1975 565 Reviere von 38 Arten waren. Die Ergebnisse sind in Tab. 11 zusammengefaßt. Waldohreule und Waldkauz wurden im Jahre 1975 nicht als Brüter beobachtet, während im Jahre 1974 dies Gartenrotschwanz, Nachtigall, Gartenbaumläufer und Kernbeißer waren. Der Star wurde aufgrund seiner schwachen Einwirkung auf die Diversitätswerte (vgl. Tab. 11) und außerdem aufgrund seines besonderen Brutverhaltens, aufgrund der Schwierigkeit, die Anzahl der Brüter genau zu schätzen und zeitlich zu verfolgen sowie im Hinblick darauf, daß die Individuen gerne in Scharen auftreten und sich außerhalb der Flächen ernähren, aus den errechneten Summen ausgeschlossen (vgl. Tab. 13), jedoch wird die Anzahl der gefundenen Nester im Bedarfsfalle angegeben. Die für die Bestimmung der Reviere angewandten Maßstäbe hatten nicht bei allen Arten die gleiche Wertigkeit, da jede Art ihre eigenen Charakteristika hat (vgl. Tab. 12).

Um die aus Probeflächen unterschiedlicher Größe gewonnenen Ergebnisse untereinander vergleichbar zu machen, wurden die Daten auf die Anzahl der Männchen für 10 ha umgerechnet. Vergleicht man die Gesamtabundanzen (Tab. 13), so stellt man fest, daß in einer gegebenen Probefläche die Abundanz im Jahre 1975 höher war als 1974. Gleichfalls ist festzustellen, daß die Ma-

ximalabundanz auf W und die Minimalabundanz auf T erreicht wurde. Die Abundanzen von S und K sind miteinander vergleichbar und liegen zwischen denen von W und T.

In Tab. 14 ist dargestellt, wie sich die verschiedenen Avifaunen nach Jahresvögeln, Teilziehern und Sommervögeln zusammensetzen. Die Zugehörigkeit der einzelnen Arten zu der einen oder anderen Kategorie wurde nach BRUUN (1972) definiert (vgl. Tab. 4). S und K haben eine ähnliche Zusammensetzung. In T ist der Anteil der Sommervögel niedriger und der Jahresvögel höher. Obwohl Jahresvögel und Teilzieher an W einen vergleichbaren Anteil haben, ist auf dieser Probefläche der Anteil von Sommervögeln und Teilziehern am höchsten. Diese Zusammenhänge werden in Verbindung mit der Vegetationsstruktur diskutiert.

4.12. Monatliche Abundanz

Die Mehrzahl der Zugvögel ist im März noch nicht wieder in ihrem Brutareal, und hieraus erklärt sich die niedrige Anzahl der in diesem Monat aufgenommenen Populationen (Tab. 13,15). Im Jahre 1974 begannen die Aufnahmen erst Anfang April, so daß aus dem Monat März keine Daten vorliegen. Die höchsten Abundanzen wurden (mit Ausnahme von Fläche W im Jahre 1975) im Monat Mai festgestellt. Der Monat Juni steht als bedeutender Monat an zweiter Stelle (S, 1974-75, K, 1974, W, 1974). Bei günstigen Witterungsverhältnissen kann man beim Beobachten der Brutverhältnisse über eine gesamte Saison hinweg bei mehreren Frühbrütern zwei Brutperioden unterscheiden, von denen sich die erste von April bis Ende Mai und die zweite von Ende Mai bis in den Juli hinein erstreckt (Abb. 16a,b,c, 1974).

Abb. 16 a bis c Brutphänologie bei Kohlmeise, Blaumeise und Trauerschnäpper. Jede Linie entspricht einem Nistkasten. Es bedeuten (s.16c):

1= Nestbaubeginn, bzw. 3= unbestimmter Nestbaubeginn
2= Legebeginn, bzw. 8= unbestimmter Legebeginn
4= Erfolglosbrut und/oder Nest verlassen, bzw. 9= unbestimmtes Datum für 4
5= Beschädigung bzw. menschliche Einflüsse
6= Weiterer Verlauf der Brut einer Paares in einem anderen Nistkasten
7= Ausflugsdatum bzw. Zeitraum des Ausflugs (1 Punkt = 1 Tag) der Jungen
10= Zwei Bruten im selben Nistkasten
Se= Ein Kleiber und anschließend eine Kohlmeise haben im selben Nistkasten gebrütet

Abb. 16 a
s.S.61

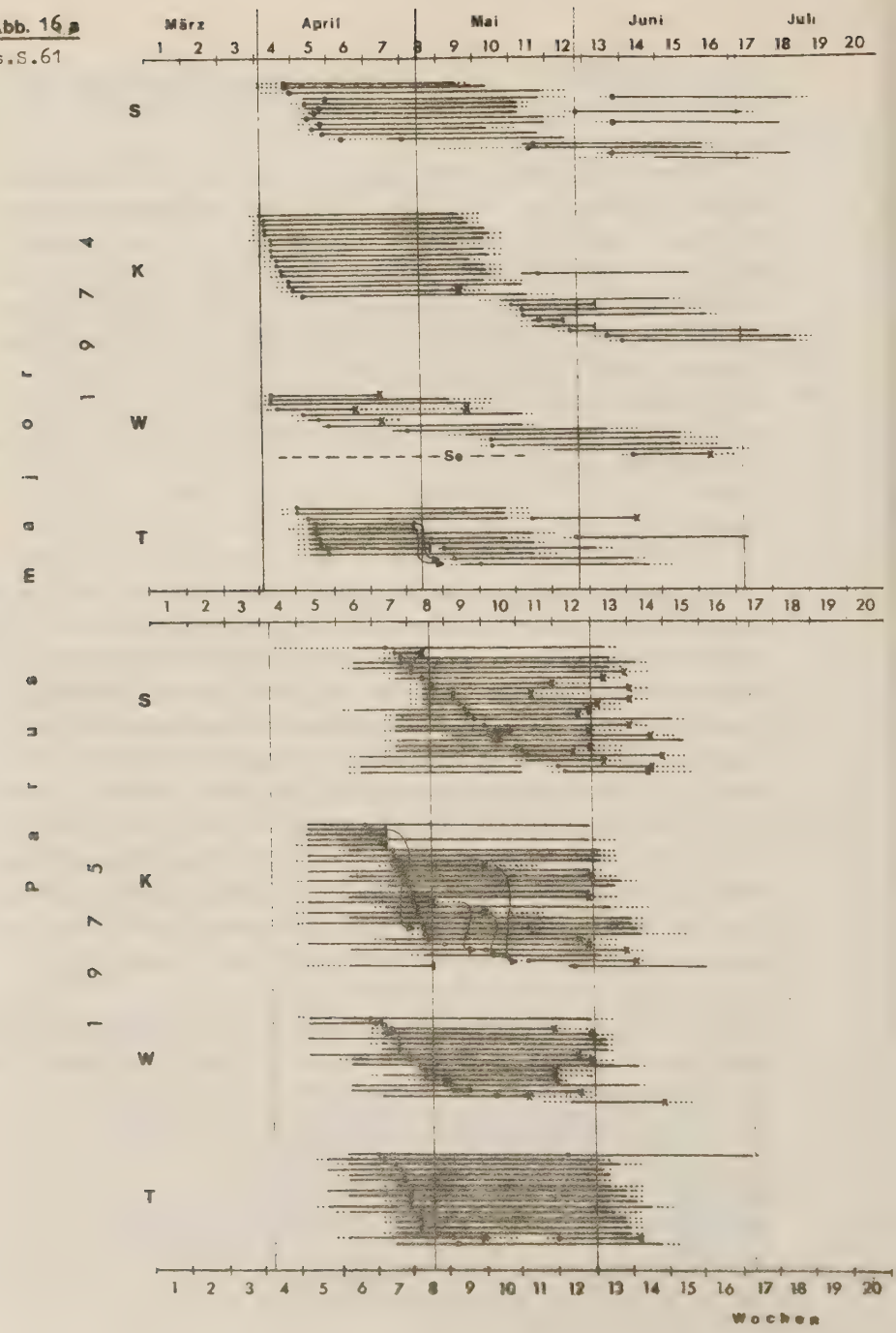

März
April
Mai
Juni
Juli
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20
S
K
W
T
Se
Emaior 1974
Parua 1975
Wochen

Abb. 16b
s.S.61

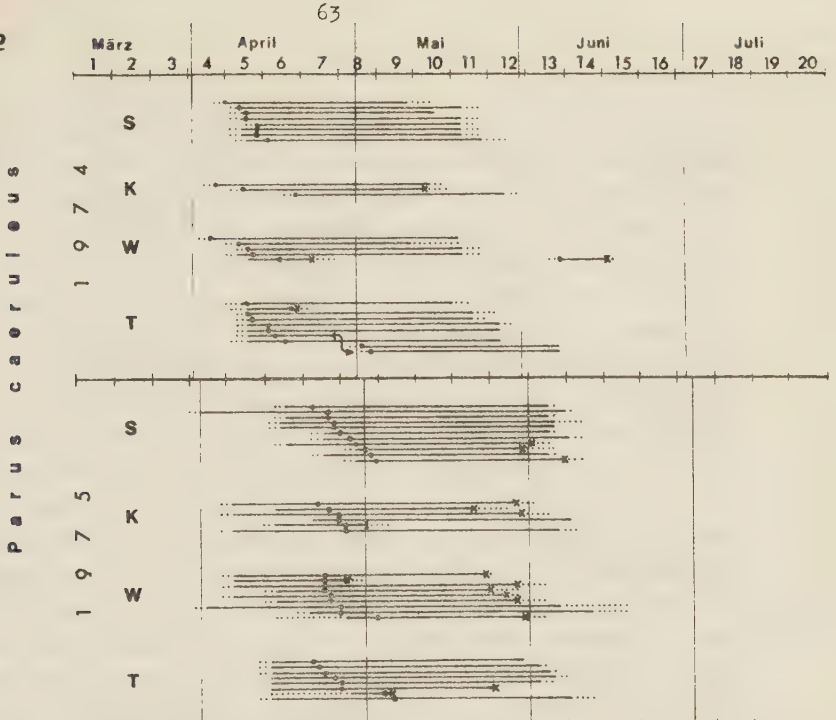
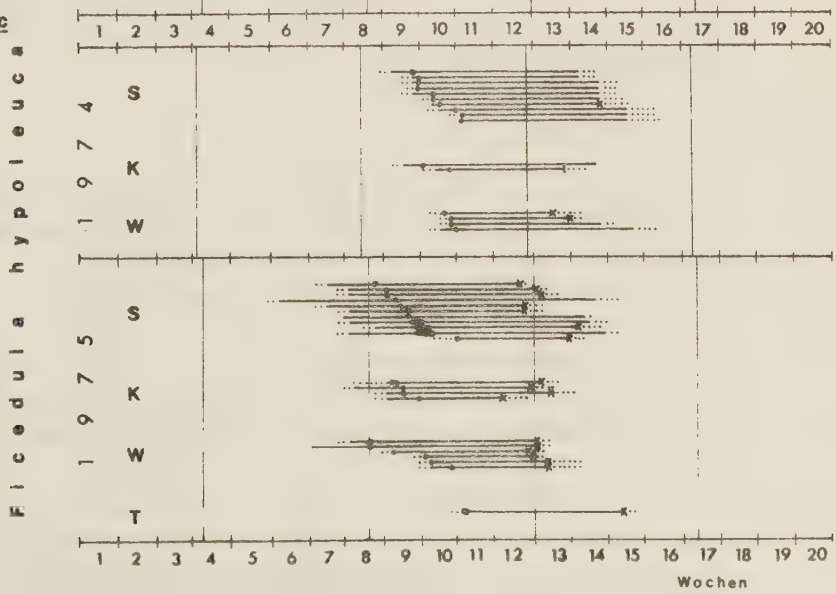


Abb. 16c
s.S.61



Das Überlappen zweier Brutvorgänge erklärt zum Teil die höheren Abundanzen im Monat Mai. Der Mai ist also der Monat, in dem die höchste Zahl von Brütern in einer Gemeinschaft gezählt werden kann. Aufgrund der Verteilung der Bruten auf die Gesamtsaison ist es aber trotzdem nicht möglich, in diesem Monat alle Brutvögel der Saison zu erfassen. Wir werden auf diesen Punkt noch eingehender zu sprechen kommen (vgl. 4.4 und 7.1).

Im übrigen gilt für jeden Monat, daß die Abundanzen einer gegebenen Probefläche immer niedriger als die für die gesamte Brutsaison ermittelte Zahl ist (Tab. 15). Wenn die Wetterverhältnisse die Erstbrut verzögern und folglich eine Zweitbrut verhindern, verschiebt sich der Beginn der Brutzeit zum Mai hin (Abb. 16, 1975). Das Zusammenwirken verschiedener Faktoren, nämlich der Witterungsverhältnisse, der eigentlichen Zusammensetzung der Gemeinschaft sowie der Aktivität ihrer Mitglieder ist für die monatlichen Abundanzen verantwortlich. Ein anderes Beispiel verdeutlicht dies: der höhere Abundanzwert im Juni 1975 auf W ist damit zu erklären, daß zu dieser Zeit zahlreiche Sommervögel und Teilzieher auf der Probefläche anwesend waren, deren Brüten durch die schlechten klimatischen Verhältnisse verzögert worden war.

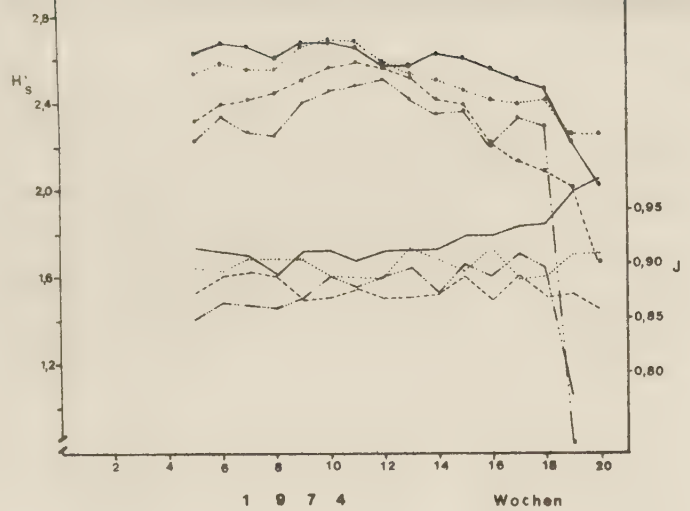
4.13. Wöchentliche Abundanz

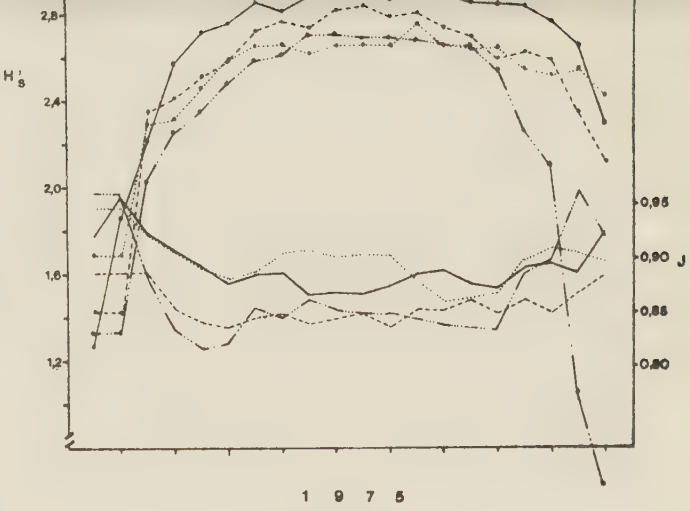
Die pro Woche errechneten Abundanzen liegen im Verhältnis unter der Gesamtabundanz, da sie nur die Arten berücksichtigen, für die Reviere lokalisiert und die in der Zeit verfolgt werden konnten. Die Kriterien, nach denen diese Berechnungen durchgeführt wurden, sind in den Methoden genannt (vgl. 2.11.4). In diese Berechnungen sind alle Arten mit einem Anwesenheitskoeffizienten von wenigstens 1%, manchmal sogar einem noch niedrigeren, einbezogen, und ihre Individuen machen insgesamt durchschnittlich 99,3% der Gesamtgemeinschaft einer Probefläche aus.

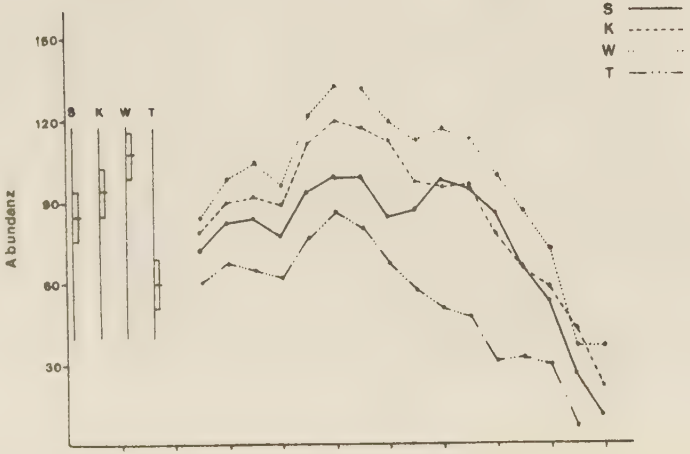
Die Abundanzschwankungen sind in Abb. 17 dargestellt. Die Kurven

---

Abb. 17 Zeitliche Änderung der Diversität (H'), der Äquität (J) und der Abundanz der Vogelgemeinschaften. Die Vertrauensbereiche der Mittelwerte der wöchentlichen Abundanzwerte (N = 14, s. Text) sind angegeben. B = Beringungsergebnisse, wobei die Zahl der beringten Männchen pro Arbeitstag angegeben wird (s. Text).


H's
2,8
2,4
2,0
1,6
1,2
0,95
0,90
0,85
0,80
J
2
4
6
8
10
12
14
16
18
20
1 9 7 4
Wochen


H's
2,8
2,4
2,0
1,6
1,2
0,95
0,90
0,85
0,80
J
1 9 7 5


S
K
W
T
160
120
90
60
30
Abundanz
S K W T

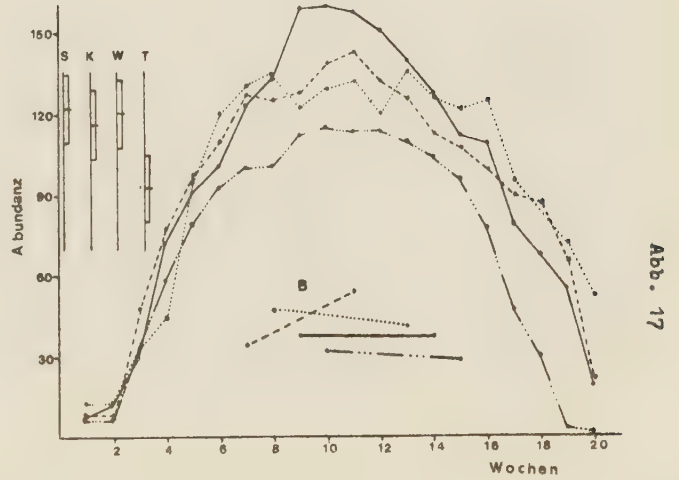

150
120
90
60
30
Abundanz
S K W T
B
2
4
6
8
10
12
14
16
18
20
Wochen

Abb. 17

verlaufen im Jahre 1974 parallel. Allgemein sind die Kurvenabweichungen im Jahre 1975 geringer. Für beide Kartierungsjahre ist auf T die wöchentliche Populationsabundanz am niedrigsten, während die drei anderen Probeflächen keine Konstanz aufweisen. Auf Fläche W ist darüber hinaus für 1975 eine starke Schwankung zwischen der 8. und 16. Woche (Mai und Juni) festzustellen. Da im Jahre 1974 die Aufnahmen nicht vor Anfang April begonnen hatten, wurde die 74er-Kurve verschoben, um mit den Werten der entsprechenden Wochen aus 1975 verglichen werden zu können. Obwohl gewisse Veränderungen in der Neigung dieser Kurven zu sehen sind, die mit bestimmten Faktoren wie Temperatur oder Niederschlägen zu erklären sind (vgl. 4.42.), folgt ihre allgemeine Form in etwa einer statistischen Normalverteilung und könnte im wesentlichen die allgemeine Gesangsaktivität der Vögel im Laufe der Saison widerspiegeln. Wenn bestimmte meteorologische Bedingungen die Häufigkeit der Lautäußerungen der Vögel beeinflussen (vgl. z.B. CURIO 1959a) und ihre Fortpflanzungsaktivität stören, müßten weniger Individuen gezählt werden. Die ausgedrückte Abundanz entspräche dann also der augenscheinlichen, d.h. der von den aktiven Individuen der Populationen repräsentierten Abundanz, in der dann vielleicht die Existenz weiterer Individuen nicht berücksichtigt wäre. Auf der anderen Seite werden die Abundanzen eben gerade dank der Berechnungsmethode, nach der diese Kurven erarbeitet werden konnten, nicht von den Ergebnissen einer einzigen Kartierung, sondern vielmehr von der Gesamtheit der auf mindestens mehrere Wochen verteilten Aufnahmen beeinflußt (vgl. 2.11.4 und Tab. 5). Und langfristige Einflüsse dieser Art, die sich gleichzeitig auf mehrere Kartierungen geltend machen, sind angesichts der speziellen Art und Weise der Kartierung wenig wahrscheinlich. Folglich müssen sich in den Abundanzschwankungen echte Schwankungen in der Zahl der Individuen, die eine gegebene Zeitlang ein Revier innehaben, widerspiegeln (vgl. 4.42.).

Die Beringungsergebnisse bestätigen echte Schwankungen in den wöchentlichen Abundanzen der während einer bestimmten Zeit anwesenden Vögel. Obwohl nur ein Teil der Populationen und Arten gefangen werden kann, geht der Verlauf der Geraden zwischen den beiden Beringungsphasen in etwa die gleiche Richtung wie die entsprechende Neigung der wöchentlichen Abundanzkurve (B in Abb. 17, 1975).

Die Anzahl der in dieser Abbildung wiedergegebenen Fänge wurde auf die tatsächliche Dauer jeder Beringung und die Anzahl der verwendeten Netze umgerechnet. Sie gibt die Zahl der in 12 Stunden gefangenen Männchen wieder; die Jungen, die vor allem bei der letzten Beringung auf T sehr gehäuft vorkamen (am 20. Juni 1975), sind ausgeschlossen.

Am Anfang der Saison ist die Zahl der territorialen Individuen niedrig, da vor allem nur die Jahresvögel vorhanden sind und man annehmen kann, daß ganz zu Anfang die jeweils ältesten Tiere einer Population aktiv sind (vgl. DHONDT 1971, HAARTMAN 1972). Am Ende der Saison singen nur noch einige Spätbrüter, während die meisten Vögel inzwischen stumm sind und nicht mehr wahrgenommen werden (vgl. LACK 1950): daher der steile Abfall in der Abundanzkurve ab Mitte Juni oder Anfang Juli. Sehr selten sind dann auch diejenigen Individuen, die noch ihr Revier verteidigen.

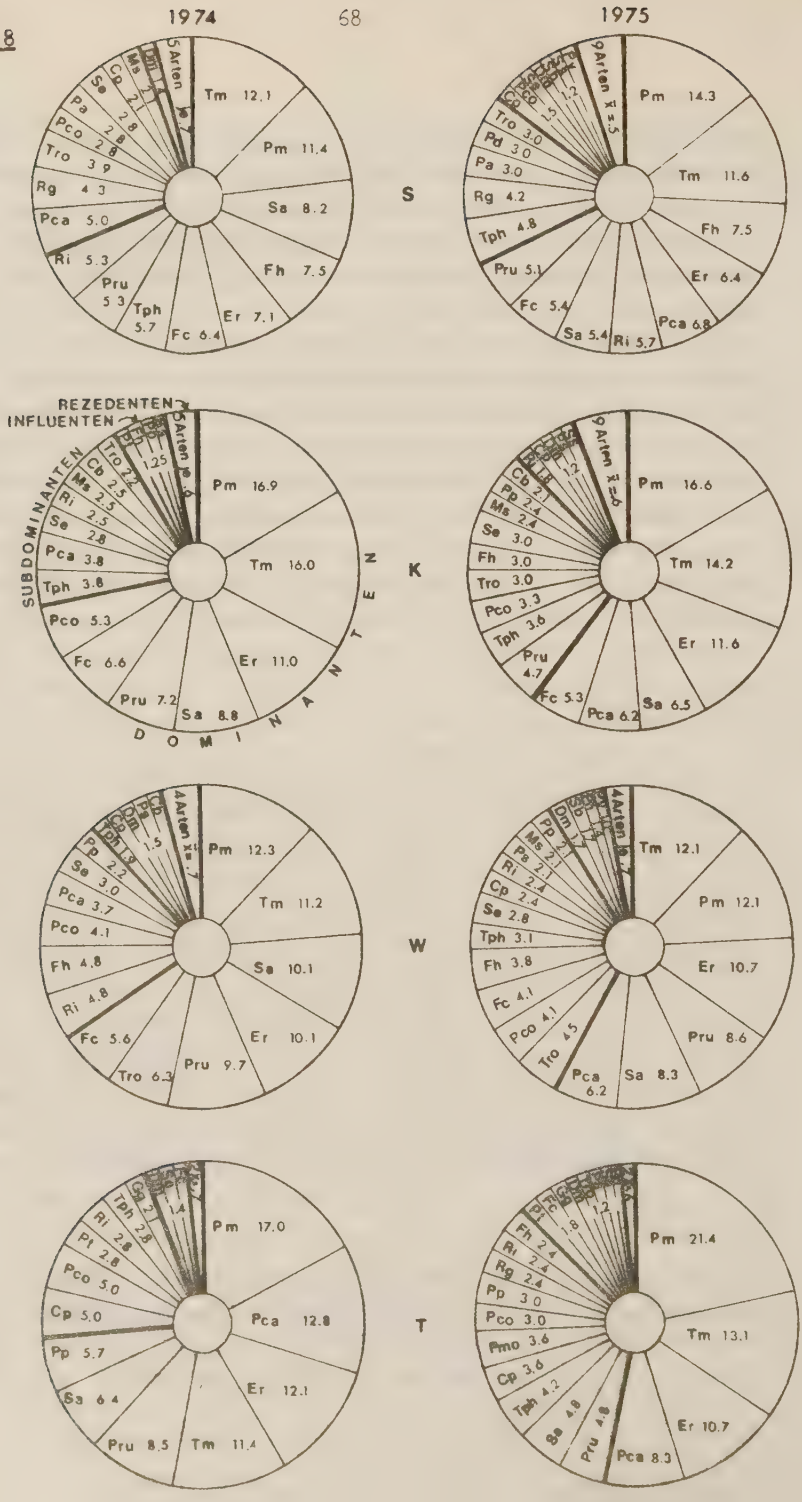
4.2 Dominanz

Die Kohlmeise ist die dominierende Art (Dominanzklassen nach PALMGREN 1930, OELKE 1974 definiert) auf sämtlichen untersuchten Probeflächen und wird in bezug auf die Abundanz nur in einem einzigen Falle von der Amsel überflügelt (S, 1974, Abb. 18). Diese letztgenannte Art ist - abgesehen von 1974 auf T - die zweitwichtigste. Betrachtet man die kumulierten Abundanzen der vier Probeflächen, so folgen fünf weitere Arten (Rotkehlchen, Mönchsgrasmücke, Heckenbraunelle, Blaumeise und Buchfink), deren Rangfolge sich je nach Probefläche von einem Jahr zum anderen ändert. Sechs weitere sog. subdominante Arten behalten während der beiden Kartierungsjahre den gleichen allgemein Status (Zilpzalp, Sommergoldhähnchen, Trauerschnäpper, Singdrossel, Zaunkönig und Kleiber).

4.21. Schanzenberg

Auf der Fläche S erreicht der Trauerschnäpper eine bemerkenswerte Dominanz (Abb. 18), die mit der Zahl der aufgehängten Nist-

Abb. 18


1974
1975
S
K
W
T
REZEDENTEN
INFLUENTEN
SUBDOMINANTEN
DOMINANTEN
5 Arten x̄ = 1.2
Tm 12.1
Pm 11.4
Sa 8.2
Fh 7.5
Er 7.1
Fc 6.4
Tph 5.7
Pru 5.3
Ri 5.3
Pca 5.0
Rg 4.3
Tro 3.9
Pco 2.8
Pa 2.8
Se 2.8
Cp 2.7
Ms 1.7
Dm 1.5
9 Arten x̄ = 1.5
Pm 14.3
Tm 11.6
Fh 7.5
Er 6.4
Pca 6.8
Ri 5.7
Sa 5.4
Fc 5.4
Pru 5.1
Tph 4.8
Rg 4.2
Pa 3.0
Pd 3.0
Tro 3.0
Pm 16.9
Tm 16.0
Er 11.0
Sa 8.8
Pru 7.2
Fc 6.6
Pco 5.3
Tph 3.8
Pca 3.8
Se 2.8
Ri 2.5
Ms 2.3
Cb 2.3
Tro 2.4
Pm 16.6
Tm 14.2
Er 11.6
Sa 6.5
Pca 6.2
Fc 5.3
Pru 4.7
Tph 3.6
Pco 3.3
Tro 3.0
Fh 3.0
Se 3.0
Ms 2.4
Pp 2.4
Cb 2.7
Pm 12.3
Tm 11.2
Sa 10.1
Er 10.1
Pru 9.7
Tro 6.3
Fc 5.6
Ri 4.8
Fh 4.8
Pco 4.1
Pca 3.7
Se 3.0
Pp 2.2
Tph 1.8
Pm 12.1
Tm 12.1
Er 10.7
Pru 8.6
Sa 8.3
Pca 6.2
Tro 4.5
Pco 4.1
Fc 4.1
Tph 3.1
Se 2.8
Cp 2.4
Ri 2.4
Ms 2.1
Pa 2.1
Pp 2.1
Pm 17.0
Pca 12.8
Er 12.1
Tm 11.4
Pru 8.5
Sa 6.4
Pp 5.7
Cp 5.0
Pco 5.0
Pt 2.8
Ri 2.8
Tph 2.8
Cp 2.1
Pm 21.4
Tm 13.1
Er 10.7
Pca 8.3
Pru 4.8
Sa 4.8
Tph 4.2
Cp 3.6
Pmo 3.6
Pco 3.0
Pp 3.0
Rg 2.4
Ri 2.4
Fh 2.4

kästen (vgl. LACK 1966:99, HAARTMAN 1972) oder mit der geringeren Konkurrenz mit den anderen Höhlenbrütern zusammenhängen könnte (vgl. 5.1). Sommer- und Wintergoldhähnchen erreichen auf dieser Fläche im Verhältnis zur Gesamtheit der Gemeinschaft ihren stärksten Anteil. In ihrer Vorliebe für Nadelbäume dürfte die Ursache für ihre Präsenz und ihre Abundanz zu sehen sein (PALMGREN 1936, LACK 1971). Auch die Singdrossel ist für diese Fläche kennzeichnend; sie bewohnt ebenso die Laub- wie Nadelwaldzonen. Auffällig auf Fläche S ist darüber hinaus die geringere Individuenzahl des Rotkehlchens im Vergleich zu den anderen Probeflächen. Die Haubenmeise, allerdings wenig vertreten, und die Tannenmeise finden sich hauptsächlich in der Nadelwaldzone (LÖHRL 1973) und fehlen als Brutvögel auf den anderen Flächen (Ausnahme: T, 1975, mit 1,5 Individuen). Die Tannenmeise benützt gerne die Nistkästen, obwohl sie manchmal auch natürliche Erdhöhlen als Nistplätze verwendet (z.B. KRÄTZIG 1939). Die Haubenmeise bewohnt vornehmlich die Fichtenzonen . Aus der Tatsache, daß der Star auf Fläche S quasi fehlt, lassen sich Rückschlüsse auf gewisse Aspekte seiner Biologie ebenso wie der Struktur dieser Fläche ziehen. Trotz der Anwesenheit des Menschen auf Fläche S durch das Holzhauerhaus (Abb. 3) konnte die Art in diesem noch relativ jungen Wald nur in einer Aushöhlung in einer Thuya, die früher von einem Buntspecht geschlagen worden war, brüten (S, 1975). Die Holzschlagmaßnahmen verhindern, daß die Bäume älter werden und dieser Art Nistmöglichkeiten bieten. Noch dazu ist S weiter von dem Stadtzentrum entfernt, und das Fehlen eines offenen Geländes im Anschluß an den Wald, das dem Star Nahrung bieten könnte, macht es dieser Art schwer, sich auf dieser Fläche anzusiedeln.

Mit Hilfe der Beringung konnten mehr als 50% der männlichen Standvogelpopulation der Dominanten und Subdominanten, die sich bei einem größeren Teil ihrer Aktivitäten gerne in Bodennähe aufhalten, gefangen werden (Amsel, Singdrossel, Rotkehlchen, Zaunkönig, Heckenbraunelle und Buchfink). Im Falle einer abundanten Art wie der Kohlmeise konnten kaum 26,5% der Population gefangen werden, und bei den Paridae ist dies sogar der höchste Prozentsatz; die Differenz erklärt sich aus der Tatsache, daß sich die Kohlmeise tiefer unten im Laubwerk aufhält als z.B. die Blaumeise (vgl.

Abb. 18 Dominanzstruktur der Vogelgemeinschaften

LACK 1971). Die geringen Reviergrößen der Kohlmeise sowie die Fangmethode - mit nur 2 Querschnitten mit je 10 Netzen kann die Fläche nicht angemessen erfaßt werden - sind die Erklärung für den niedrigen Prozentsatz. Diese Ergebnisse zeigen allerdings nicht das Abundanzverhältnis zwischen den Arten auf, sondern geben vielmehr Aufschluß über die Höhe der benutzten Vegetationsstruktur, den Aktivitätstyp sowie die Bewegungsfrequenz der Arten in niedrigen Waldschichten (vgl. PIELOWSKI 1961a,b, JABLONSKI 1967, LACK 1971).

4.22. Kaninchenberg

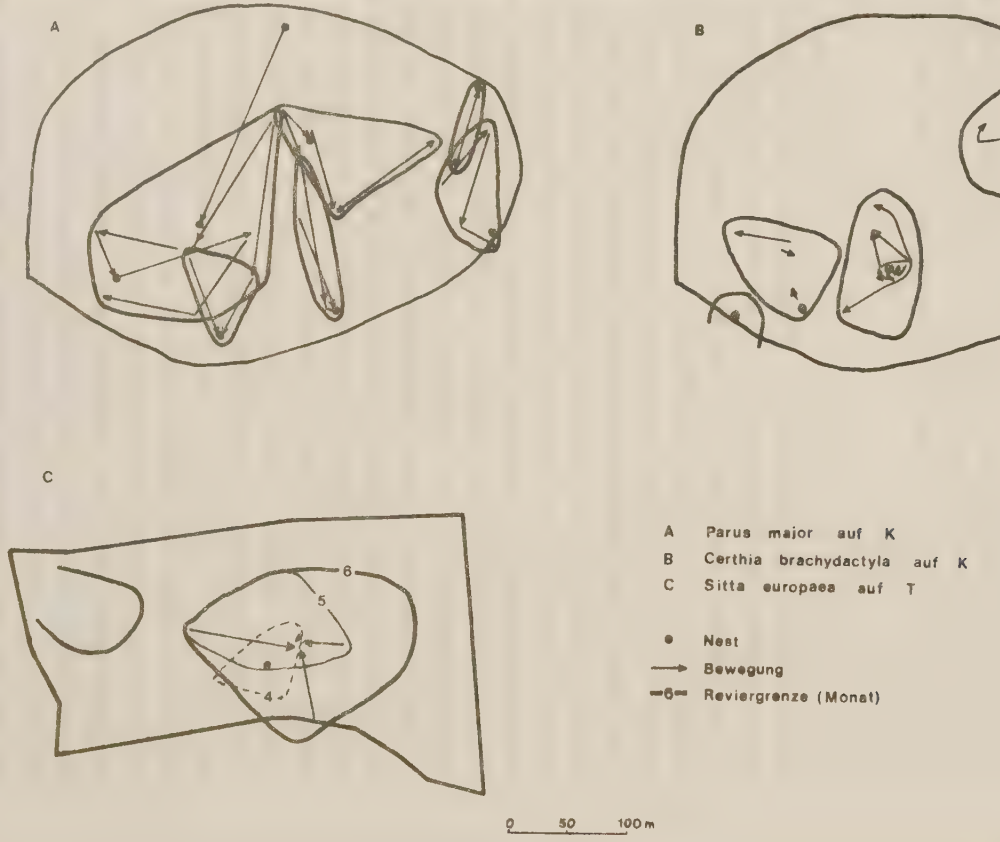
Von den sieben dominierenden Arten liegen fünf in den Jahren 1974 und 1975 in einem vergleichbaren Verhältnis; Zilpzalp und Singdrossel nahmen in der Dominanzreihe einen fast konstanten Rang ein, während sich die Zahl bei der Blaumeise aus schwer erfindlichen Gründen erhöht. Diese Zunahme scheint nicht allein mit den hier untersuchten Gebieten zusammenzuhängen (vgl. RHEINWALD 1976). Das Vorhandensein von Nistkästen, einer künstlichen Bedingung, ist einer der Gründe. Wir werden später noch darauf zurückkommen (Abschn. 5.1). Von den für bestimmte Teile der Fläche aus Gründen ihrer spezifischen Struktur charakteristischen Arten sind Mönchsgrasmücke und Zilpzalp zu nennen, die beide hauptsächlich auf die Südseite der Fläche beschränkt sind (vgl. 6.22., und Abb. 23, 33). Das praktisch völlige Fehlen von Koniferen bedingte, daß mit Arten wie Hauben- und Tannenmeise oder Wintergoldhähnchen nur einige verstreute Kontakte hergestellt wurden. Garten- und Hausrotschwanz fanden sich vor allem in der Nähe der bewohnten Gegend außerhalb der Fläche, obwohl 1975 ein Gartenrotschwanz-Paar in einem Nistkasten gebrütet hat.

Von den Rezedenten wurden drei als Brüter nur auf Fläche K festgestellt (Tab. 13B): 1) Die Anzahl der lokalisierten Kontakte mit dem Kernbeißer rechtfertigt, selbst in Ermangelung eines Brutnachweises, die Aufnahme dieser Art in die Liste der Brüter. 2) Die Anzahl der Kontakte mit dem Waldkauz rechtfertigt die Anerkennung wenigstens eines Individuums, obwohl abends wenig kartiert wurde und die Art außerhalb der Probefläche gebrütet haben muß. Später

- am 22.9.1974 - wurde ein totes Exemplar, wahrscheinlich das fragliche, im Innern der Probefläche gefunden. 3) Die Nachtigall wurde ausschließlich auf K angetroffen (1975); ein Exemplar wurde teilweise außerhalb der Probefläche lokalisiert. Die sehr geringe Abundanz dieser Art, deren Rückgang in dieser Gegend durch den Menschen verursacht sein dürfte (Forstamt Saarbrücken, mündl.) läßt keine Angaben über ihre Verteilung zu. Aufgrund des Vorkommens des Girlitz im äußersten südlichen Randgebiet der Probefläche konnten seine Reviere hier leichter als auf den übrigen Flächen abgegrenzt werden.

Während der Beringungsperioden (vor allem der zweiten) konnte auf K eine größere Individuenzahl gefangen werden als auf den übrigen Probeflächen (B in Abb. 17, 1975). Anhand der Ergebnisse konnte entweder die Individuenzahl bestimmter Arten (Gartenbaumläufer, Kleiber u.a.; vgl. 2.13. und Abb. 19) oder die Lage von Revieren (z.B. von Sumpfmeise, Blaumeise, Rotkehlchen, Singdrossel) ermittelt werden, da verschiedene Individuen, die bunt beringt waren, nach der Beringung erneut beobachtet und verfolgt werden konnten (Tab. 16, Abb. 19). Die erhaltenen Verteilungskarten, in denen Wiederfänge oder Beobachtungen beringter Individuen wiedergegeben sind, sind gemäß den jeweiligen Merkmalen der Arten vorsichtig zu interpretieren. Die Kohlmeise z.B. verteidigt ihr Revier nicht wie z.B. das Rotkehlchen (vgl. GIBB 1956). Abb. 19 zeigt im übrigen, daß die Kohlmeise sich sehr wohl weit von ihrem Nest entfernen oder sich außerhalb ihres Revieres z.B. auf Nahrungssuche begeben kann, eine Beobachtung, die auf einer Fläche mit der Form von W leichter anzustellen war. Die Arten, von denen jeweils mehr als 25% der Population gefangen wurden, sind in Tab. 16 aufgezählt. Innerhalb der Dominanten und Subdominanten wurden 95, 85 und 75% der Individuen der Populationen von Blaumeise, Sumpfmeise bzw. Gartenbaumläufer gefangen. Diese hohe Fangquote steht nicht im Verhältnis zu den beobachteten Abundanzen. Gleichwohl zeigt die Anzahl der Fänge, daß die Beringung eine gute Methode ist, um die Abundanz bestimmter Arten zu schätzen. Insbesondere trifft dies auf den Gartenbaumläufer zu, bei dem die Fangquote auch auf S und W sehr hoch lag, während die Art auf T fehlte (Abb. 19). Anders verhielt es sich bei der Blaumeise,

Abb. 19 Registrierte Bewegungen beringter Individuen von drei Arten. Bei der Kohlmeise sind es keine Reviergrenzen, sondern Umrisse von festgestellten Bewegungen einzelner Individuen.



deren niedrige Fangquote auf S, W und T sich mit der Verteilung der Netze im Verhältnis zu der ihrer Reviere erklären ließe.

4.23. Winterberg

Eine beträchtliche Anzahl von Subdominanten kennzeichnet diese Probefläche vornehmlich im Jahre 1975. Die gleiche Beobachtung wurde 1975 auch auf Fläche T gemacht. Innerhalb der Dominanten sind die Arten Mönchsgrasmücke, Heckenbraunelle und Rotkehlchen durch ihre im Vergleich zu den anderen Flächen stärkere Abundanz für Fläche W kennzeichnend (Abb. 18, Tab. 13C). Aufgrund der Unterscheidungsmerkmale der ökologischen Nischen dieser Arten ermöglichen ihre entsprechenden Abundanzen einen vegetationsstrukturellen Vergleich der Fläche W mit Fläche K (vgl. 6.22.). Andere weniger reichlich vorkommende Arten verhelfen mit der Lage ihrer Reviere in der Probefläche und ihrer im Vergleich zu den anderen Flächen höheren Abundanz zum Verständnis der Vegetationsstruktur von W. So finden Zaunkönig und Star auf W besonders günstige Bedingungen, wenn auch auf K die Zahl der entdeckten Nester des Stars höher war (1975). Mit dem steilen, manchmal stark zergliederten Hang erklärt sich die Präsenz zahlreicher Zaunkönigexemplare, denen hier günstige Brutplätze zur Verfügung stehen. Da W nicht - wie T und S in stärkerem Maße - forstwirtschaftlich genutzt wird, sind hier hohe Bäume zahlreicher und bieten viele Löcher, die früher von Spechten besetzt waren. Das Vorkommen bestimmter Arten dient also zur Beschreibung der Flächen, die sie bewohnen (vgl. JÄRVINEN & VÄISÄNEN 1976).

Der Turmfalke hat 1974 nur auf W und 1975 nur auf K gebrütet, da diese Art ebenfalls auf die hohen Bäume angewiesen ist. Die Zunahme der Blaumeise von 1974 auf 1975 muß, selbst wenn sie stark erscheint, im Hinblick auf die 1976 registrierte Abundanz wahrscheinlich als normal betrachtet werden (vgl. z.B. LACK 1954, 1966) (vgl. auch Abschn. 5.1).

Mehr als 50% der Individuen der Amsel-, Zilpzalp- und Sumpfmeisenpopulationen wurden durch die Beringung gefangen, während es bei Kohlmeise, Rotkehlchen, Singdrossel, Heckenbraunelle, Mönchsgrasmücke, Zaunkönig, Buchfink, Kleiber und Waldlaubsänger nur zwischen 25 und 50% waren. In dieser Gruppe überwiegt der Fang je-

ner Arten, die sich wenigstens eine Zeitlang in ihrer Aktivitätsphase in den unteren Laubschichten aufhalten, sei es zum Brüten, zur Reviervertеidigung oder zwecks Nahrungssuche.

4.24. Tierpark

Der geringere Artenreichtum von T hängt von mehreren Faktoren ab, die noch besprochen werden, von denen aber die Populationsstruktur im Laufe aufeinanderfolgender Brutsaisons weniger betroffen ist. Die Zahl der Dominanten ist im Jahre 1975 zugunsten einer stark gewachsenen Anzahl von Subdominanten und Influenten zurückgegangen (Abb. a8). Dies ist insbesondere auf die starke Zunahme von Kohlmeise und Amsel zurückzuführen, die für das scheinbare Ungleichgewicht der Dominanten innerhalb der Populationen der Gemeinschaft verantwortlich sind. Im Laufe des Jahres 1975 haben sich sechs neue Arten (Wintergoldhähnchen, Trauerschnäpper, Tannenmeise, Haussperling, Gartengrasmücke und Grünling) in bestimmten Teilen der Fläche angesiedelt. Auf T als der einzigen Fläche machen vier Arten mehr als die Hälfte der Individuen der Gemeinschaft aus, was ein Indiz für ihre relative Armut ist.

Der Feldsperling ist die einzige Art, die nur auf T vorkommt. Die Nähe des Wildparks, eines Futterplatzes für diese Art, und die Entfernung zur Stadt könnten zwei wichtige Faktoren sein, um seine Präsenz auf T zu erklären. Der Koniferenbestand in bestimmten Teilen der Probefläche bedingt das - wenn auch schwache oder unregelmäßige - Vorkommen von Wintergoldhähnchen, Tannenmeise und Haubenmeise während für das von Fitis - wenn auch die erreichte Abundanz nur schwach ist - die jüngere, stellenweise in der Regeneration befindliche Struktur des Waldes verantwortlich ist. Zwei Höhlenbrüterarten sind für T kennzeichnend: 1) im Jahre 1974 war die Abundanz der Sumpfmeise von allen Probeflächen auf T am stärksten, und sie ist auch 1975 stark geblieben. 2) Die Abundanz der Blaumeise, war die einzige, die abnahm, während sie auf den drei übrigen Probeflächen anstieg (Tab. 13D) (vgl. 5.1). Die Ringeltaube war auf T ebenfalls reichlicher vertreten: es wurden drei besetzte und acht leere Nester (Zeitraum der Benutzung unbekannt) auf dieser Fläche gefunden.

Im übrigen zeichnet sich T durch die Arten, von denen es wenig oder nicht besucht wurde, aus: 1) Die Abundanz des Buchfinks ist im Verhältnis zu der auf S, K und W besonders schwach; 2) die des Trauerschnäppers ist wahrscheinlich proportional zu dem benutzten Habitat und der Konkurrenz mit anderen Arten im Kampf um einen Nistplatz (s. SLAGSVOLD 1975b) (Tab. 13D). 3) Grauschnäpper, Gartenrotschwanz, Waldlaubsänger, Gartenbaumläufer, Girlitz, Gimpel und Star sind auf S, K und W alle selten (außer dem Star auf K und W), wenn überhaupt vorhanden (Tab. 13D). Mit allen außer Grauschnäpper ergaben sich hie und da wiederholt Kontakte auf T, keine dieser Arten hat hier jedoch ein Revier gehabt. Das Fehlen hoher Bäume mit lichtem Unterwuchs, nahegelegene städtische Gegebenheiten wenigstens in Form von Wohnanlagen, oder auch das Fehlen von Büschen ist für das Nichtvorkommen dieser Arten auf T verantwortlich.

Die Beringungen erbrachten ähnliche Ergebnisse wie auf S. Es konnten mehr Individuen jener Arten gefangen werden, die während ihrer Fortpflanzungsaktivitäten und zum Zwecke des Nahrungserwerbs größtenteils in Bodennähe leben (Amsel, Rotkehlchen, Heckenbraunelle, Singdrossel). Der Fang von Jungen hat die Zaunkönig-Population, die auf dieser Fläche in der Tat begrenzt war, künstlich vergrößert. Auch die Gruppe der Höhlenbrüter konnte mit Hilfe der Beringungen gut erfaßt werden, wobei die Fangquote zwischen 25 und 50% der ermittelten Population lag (Kohlmeise, Blaumeise, Sumpfmeise, Feldsperling); die beiden letztgenannten Arten waren aber in Wirklichkeit wenig reichlich vorhanden. Dieser Gruppe schließt sich auch die Mönchsgrasmücke an, deren Habitatverteilung vielleicht nicht besonders gut der Verteilung der Netze entsprach. Die Sommergoldhähnchen-Population war zu schwach (Tab. 13D), um den für diese Art erzielten Beringungsergebnissen (33%) eine Bedeutung beimessen zu können.

4.3 Diversität der Vogelgemeinschaften

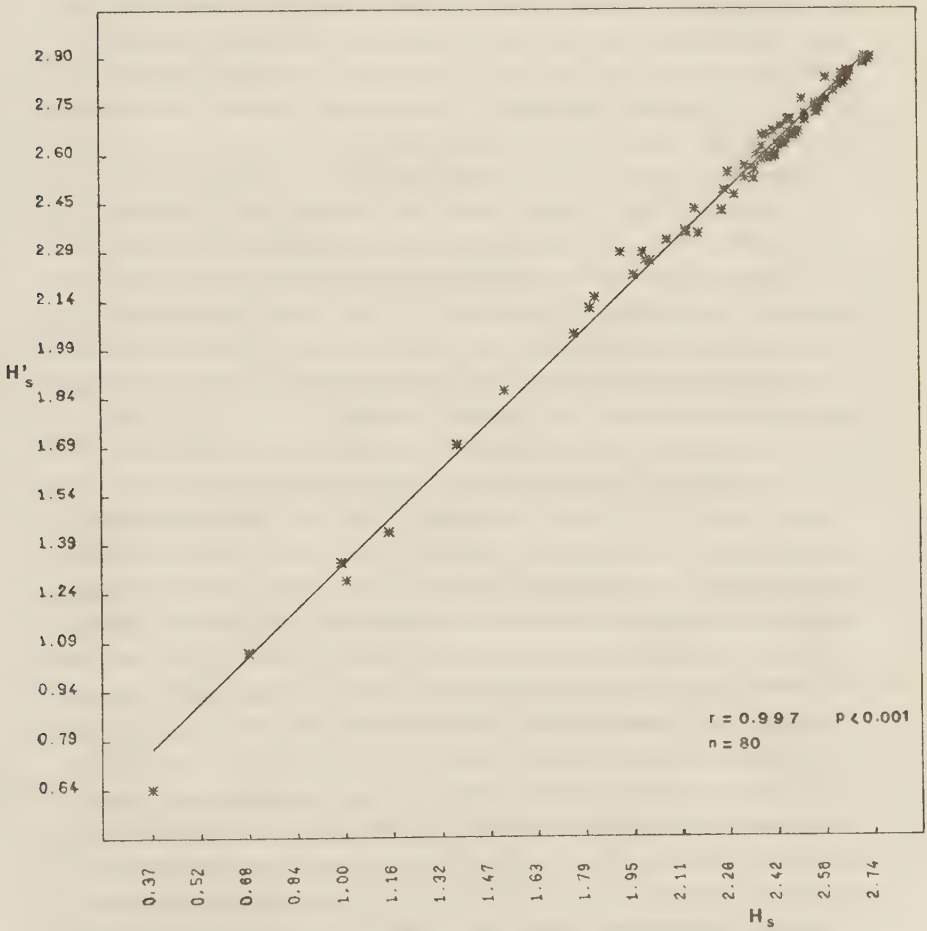
Die nach der SW (H')- und Brillouin (H)-Formel für die Vogelgemeinschaften errechneten Diversitätswerte sind in Tab. 11 und 17 zusammengestellt. Die Werte pro Probefläche und Jahr liegen ziemlich dicht beieinander, wenngleich die für 1975 näher sind als die für 1974. Die Maximalstreuungen für die global betrachteten Gemeinschaften liegen nur bei 0,398 (für H') und bei 0,471 (für H). WHITTAKER (1972), JÄRVINEN & SAMMALISTO (1973), BLONDEL (1975a) und LOVEJOY (1975) betonen die starke positive Korrelation zwischen H' und H (s. Abb. 20). Wie in den Methoden bereits erwähnt sowie in Anlehnung an die von WHITTAKER (1972) bezüglich der praktischen Anwendung und der Bedeutung von H' im Verhältnis zu H aus ökologischer Sicht gegebenen Gründe wird für die Durchführung der Analyse H' verwendet (vgl. MACARTHUR 1972, LOVEJOY 1975).

Wenn man mit Hilfe eines statistischen Tests nach einer von HUTCHESON (1970)[1] (vgl. auch BOWMAN *et al.* 1971, HUTCHESON & SHENTON 1974) entwickelten Methode, die die Varianz der Verteilung von H' berücksichtigt, die H'-Werte, auch die extremen, vergleicht, ergeben sich, gleich für welche Probeflächen und welches Jahr, keinerlei gesicherte Unterschiede (außer zwischen S und T, 1974: $t = 2{,}424$, $N = 120{,}8$, $P < 0{,}05$). Die H'_{diff}-Werte (Tab. 18) sind sehr niedrig, und der Höchstwert entspricht nur 17% des theoretisch möglichen Unterschiedes zwischen zwei Gemeischaften bei absolut verschiedener Artenzusammensetzung (vgl. 2.2). Es ist festzustellen, daß von 1974 auf 1975 nur der Unterschied zwischen H'_W und H'_T stärker geblieben ist, was vermuten läßt, daß die Schwankungen der Diversitätsindices insbesondere durch die Probenahme und die Auswirkungen der normalen Abundanzschwankungen der Arten im Laufe der Jahre bedingt sein können (vgl. aber auch 6.1).

---

1) Die Berechnung erfolgte nach der Formel: $t = \frac{H'_A - H'_B}{\sqrt{\hat{V}ar\ H'_A + \hat{V}ar\ H'_B}}$ wobei $\hat{V}ar\ H'$ nach HUTCHESON (1970) die genäherte Varianz von H' ist. Für Einzelheiten über die Formel und Berechnung von $\hat{V}ar\ H'$ sowie der Freiheitsgrade, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht ausführlich behandelt werden müssen, verweise ich auf die zitierten Autoren.

Abb. 20 Beziehung zwischen Brillouin- (H_s) und SW-Diversität (H'_s) bei den wöchentlichen Ergebnissen von 1975. (Durch Computer erhaltene Darstellung. Das gleiche gilt für einen Teil der Abbildungen 21, 29, 30, 31 und 36).



Auch dann, wenn die Unterschiede gering sind, können sie real sein. Über ihre Analyse können wir eine Erklärung finden. Die Diversität auf S war 1974 ebenso wie 1975 stärker, die auf T geringer als auf den anderen Probeflächen. "Diversität" (H'), "Artenreichtum" (S) und "Abundanz" (N) der Gemeinschaften ermöglichen es, die Probeflächen entsprechend ihrem Ähnlichkeitsgrad paarweise anzuordnen (vgl. u.a. MACARTHUR et al. 1966, NAGEL 1975). Aus Tab. 19 geht klar hervor, daß T die Fläche mit den größten Unterschieden ist. Eine Probefläche mit mehr Individuen oder ebensovielen Arten wie eine andere kann infolge der Integration der beiden Parameter S und N in die Diversitätsberechnung einen niedrigeren H'-Wert haben (vgl. Abb. 17, Tab. 17).

Ebenso wie N war H', errechnet auf den Monat, am stärksten im Mai, abgesehen von S (April 1974) und W (Juni 1975) (Tab. 17). Obwohl auf S (1974) im Mai mehr Individuen gebrütet haben als im April, hat das Eintreffen zahlreicher Sommervögel wie der Mönchsgrasmücke und des Trauerschnäppers im Monat Mai, wenn man sie zu den dominierenden Arten wie Kohlmeise und Amsel hinzurechnet, ein leichtes Ungleichgewicht in der Einheitlichkeit der Populationsabundanzen ausgelöst und H' herabgesetzt.

Im Falle von W (1975) wird H' mehr durch den höheren S-Wert im Juni im Verhältnis zum Mai als durch die Äquität beeinflußt (vgl. TRAMER 1969, LLOYD & GHELARDI 1964). Mit der Betrachtung der H'-Werte läßt sich wieder auf die in Tab. 15 zum Ausdruck gebrachten Schlüsse zurückgreifen, nämlich die Bedeutung des Monats Mai für die überwiegende Mehrzahl der Arten und die Brutvogelgemeinschaften im allgemeinen. Trotz der schwachen N-Werte in den Monaten März und Juli ist festzustellen, daß zwischen den N-Werten ein Gleichgewicht aufrecht erhalten bleibt (J hoch)(Tab. 13)(vgl. TRAMER 1969, BLONDEL 1975a).

In Abb. 17 sind die einzelnen H'-Werte jeder Woche dargestellt. Wenn man gelten läßt, daß im Jahre 1974 die Kurve während der vier ersten Wochen analog zu der von 1975 verläuft, so erreichen die H'-Werte zwischen der 6. und 16. Woche eines Jahres eine mehr oder minder gleichbleibende Höhe. Die Schwankung der H'-Werte ist während der gleichen Zeit geringer als die der N-Werte. Ein Vergleich

der N-Kurven mit den H'-Kurven zeigt, daß die Probeflächen, die die höchsten H'-Werte erreichen, nicht unbedingt auch die höchsten N-Werte aufweisen. Die Abnahme von S ist der Hauptgrund für den starken Abfall von H' zu Beginn und am Ende der Brutsaison. Die im Jahre 1975 im Vergleich zu 1974 höher liegenden S-Werte erklären gleichfalls den Unterschied im Kurvenniveau (Abb. 17).

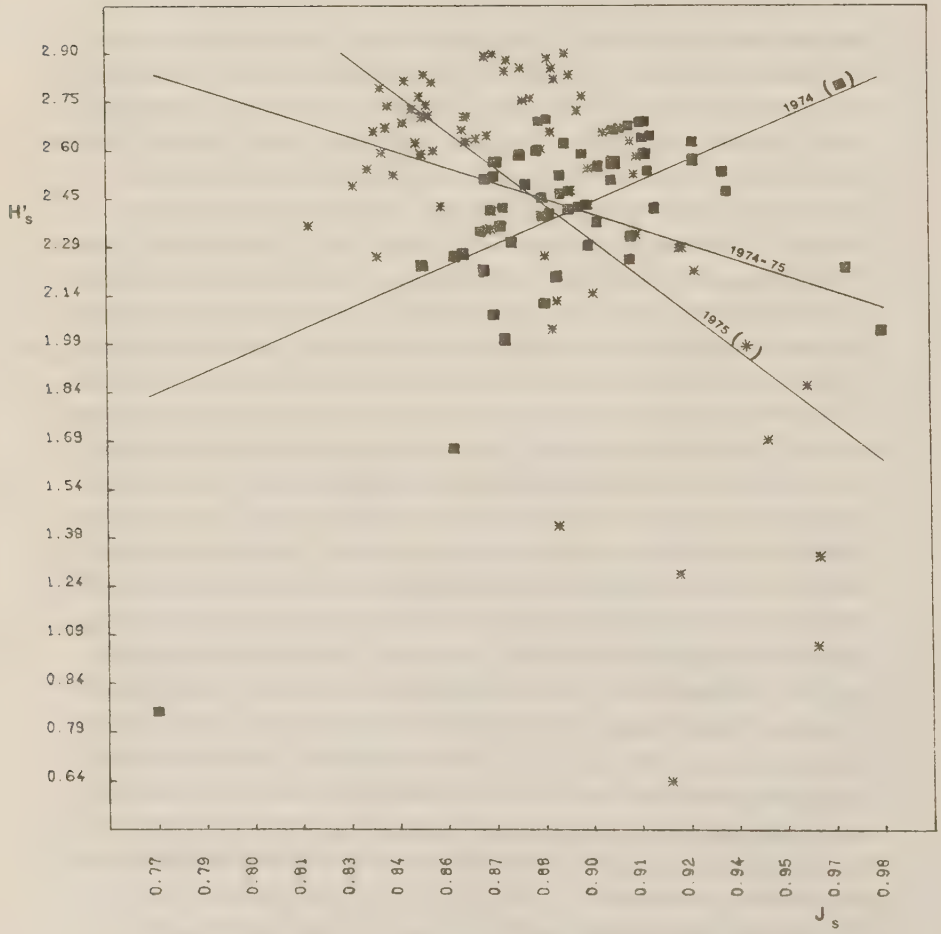
Im Gegensatz dazu kann die Äquität J weder die Unterschiede zwischen den Jahren noch die niedrigen H'-Werte zu Beginn und am Ende der Saison erklären, selbst wenn J während dieser Zeiträume geringfügig erhöht ist (S, 1974 und S,K,W,T, 1975 in Abb 17). Die Auswertung der J-Werte (Tab. 13, Abb. 17) zeigt, daß diese relativ konstant sind. Die Schwankungen dieser Werte zwischen den Probeflächen für Jahre, Monate und Wochen sind gering, und weder für 1974 noch 1975 konnte eine konstante Korrelation zwischen den J-Werten und N, S oder H' nachgewiesen werden (Tab. 20 und Abb. 21). Diese Schwankung zwischen den höchsten und den niedrigsten Werten erreicht ein Maximum von 9,5%. Selbst bei einer Signifikanzschwelle von 95% müßte ein J-Wert größer als 0,936 oder kleiner als 0,830 sein, um sich signifikant von den ermittelten Werten zu unterscheiden[1].

BLONDEL 1975a und NAGEL 1975 haben positive Korrelationen zwischen J und H' festgestellt. Es liegt auf der Hand, daß bei einer gleichen Artenzahl in verschiedenen Gemeinschaften J positiv mit H' zusammenhängt. DE BENEDICTIS (1973) hat gezeigt, daß dies mathematisch so sein muß, wenn N konstant ist. Aber die biologischen Gemeinschaften sind weit davon entfernt, gleiche Abundanzen aufzuweisen, und man darf die Vergleiche nicht auf Fälle beschränken, in denen N und/oder S konstant sind. Auf der anderen Seite ist J, wenn H' konstant ist, umgekehrt proportional zu der Artenzahl. Da S sich mit der Zunahme von N erhöht (vgl. Abb. 29, s.110), muß sich J im Gegensatz dazu mit dieser verringern, denn die Zunahme der seltenen Arten bringt eine Minderung von J mit sich (HURLBERT 1971). Es sind also auch andere Faktoren zu berücksichtigen, um die Beziehungen zwischen J und H' oder J und S erklären zu können.

---

1) Vertrauensbereich für einen Einzelwert, errechnet nach $\bar{X} \pm t\, S_x \sqrt{\frac{N+1}{N}}$ für N = 44; $\bar{X}$ ist der Mittelwert, S_x die Standardabweichung und $t_{(\alpha = 0,05)} = 2,016$ (DIXON & MASSEY 1969).

Abb. 21 Beziehung zwischen Diversität (H'_s) und Äquität (J) bei den wöchentlichen Ergebnissen mit Regressionsge-



Man könnte annehmen, daß die für eine gleiche Gemeinschaft zu verschiedenen Zeitpunkten der Saison errechneten Werte nicht miteinander vergleichbar sein könnten, weil die Gemeischaften jeweils zu Beginn und am Ende der Saison theoretisch möglicherweise weniger konstant sind, d.h. mehr Individuen bestimmter Arten enthalten können. Aber die J-Werte hängen hier gerade nicht mit S, N oder H' zusammen (Tab. 20), und man muß mit TRAMER (1969) und MCLAY (1974) zu dem Schluß gelangen, daß für Brutvogelgemeinschaften J kein gutes Vergleichselement ist, wenn auf verschiedenen Probeflächen Habitat oder Gemeinschaften sich verhältnismäßig ähnlich sind (vgl. 7.3).

4.4 Zeitliche Änderungen der Gemeinschaften

4.41. Vergleich zwischen den Jahren

4.41.1

Da sich die Aufnahmen auf zwei Jahre erstreckten, ist es im Hinblick auf die normalen Schwankungen in der Dichte von Tierpopulationen normal, wenn Schwankungen der einzelnen Arten ebenso wie der Abundanz oder Diversität der Gemeinschaften beobachtet werden (vgl. z.B. LACK 1968, KREBS 1972, WILLIAMSON 1972, WINTERNITZ 1976). Um zu ermitteln, welche Bedeutung den Änderungen zukommt, die sich in den Gemeinschaften abspielten, wurde eine statistische Analyse der Daten durchgeführt. In Tab. 13 sind die verwendeten Daten zusammengestellt. Es wurde der Paardifferenztest verwendet, denn wenn man davon ausgeht, daß eine Gesamtheit variabler Faktoren (z.B. Klimaverhältnisse) in gleicher Art und Weise auf die Mehrzahl der Arten einwirkt, möchte man feststellen, ob die Gemeinschaften global von einer Brutsaison zur anderen positiv oder negativ auf diese Faktoren reagierten. Es wurde für jede Art i der Unterschied (Y) zwischen der Abundanz 1974 (X_{Ai}) und der Abundanz 1975 (X_{Bi}) errechnet. Die Summe dieser Unterschiede für einen Monat, eine Probefläche oder alle Probeflächen zusammen liegt der Analyse zugrunde. Die errechneten t-Werte[1] sind in Tab. 21 dar-

---

1) Die Berechnung erfolgte nach der Formel $t = \frac{\overline{Y} - (\mu_A - \mu_B)}{s_{\overline{Y}}}$, wobei $\overline{Y} = \frac{\sum_i (X_{Ai} - X_{Bi})}{N}$, μ_A und μ_B sind die parametrischen Mittelwerte

(Fortsetzung in der Fußnote der folgenden Seite)

gestellt.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse ergibt sich als erstes die Feststellung des Minuszeichens vor jedem t-Wert, was darauf hinweist, daß die Abundanzen der Gemeinschaften im Jahre 1975 im allgemeinen höher waren als im Jahre 1974. Im April sind die t-Werte sämtlich signifikant (Tab. 21), was darauf schließen läßt, daß die Unterschiede zwischen den 1974 und 1975 in diesem Monat beobachteten Abundanzen nicht zufallsbedingt sein dürften. Wenn man Abb. 16 ansieht, so stellt man fest, daß aus klimatischen Gründen (vgl. 5.3) im April 1975 die Eiablage verspätet begann, aber aus anderen Gründen, die mit den klimatischen Verhältnissen im Winter und der Sterblichkeitsrate zusammenhängen mögen, die Zugvögel im gleichen Jahr früher zurückgekommen zu sein scheinen. Darüber hinaus kann die Tatsache, daß die Vögel im April 1974 nur während drei Wochen aufgenommen werden konnten, eine Erklärung für die auffallenden Abundanzunterschiede liefern, die in diesem Monat zwischen den beiden Jahren festzustellen sind. Hierin mag die Ursache für eine scheinbare Erhöhung der Abundanzen einer gewissen Anzahl von Arten im Jahre 1975 zu sehen sein.

Im Mai hingegen konnte der größte Teil der Arten normal brüten, und t ist auf K und W nicht und auf T nur mit 95% signifikant. Auf der letztgenannten Probefläche könnten die Erhöhung der Artenzahl und die Abundanzsteigerung der dominirenden Arten wie Kohlmeise und Amsel die größere Abundanz der Gemeinschaften im Mai 1975 im Vergleich zu 1974 erklären, während auf Fläche S die größere Artenzahl (11 Arten mehr im Jahre 1975) die Erklärung für diesen Unterschied liefern mag.

Die gesicherten Unterschiede im Juni und Juli könnten durch die verspäteten Brutvorgänge sogar bei der Zweitbrut einiger Arten, bei denen Zweitbruten zustande kamen, bedingt sein, selbst wenn dies z.B. bei der Kohlmeise im Jahre 1975 wenig vorkam (vgl. Abb. 16,22,

---

1) (Fortsetzung der vorigen Seite) der jeweiligen Gemeinschaften und $s_{\bar{Y}}$ die Standardabweichung des Mittelwertes. Man setzt die Nullhypothese, $\mu_A - \mu_B = 0$, daß es keinen Unterschied zwischen der Abundanz der Gemeinschaften der beiden Jahre gibt (s.DIXON & MASSEY 1969).

und Tab. 13,25). Wenn man die Beobachtungen für die ganze Saison gehäuft betrachtet, können sich die verschiedenen, während der einzelnen Monate beobachteten Verhältnisse mehr oder minder gegenseitig aufheben, so daß die Unterschiede auf K, W und T nicht signifikant sind, wohl aber auf S oder auf der Gesamtheit der Probeflächen im Jahre 1974 im Unterschied zu 1975.

4.41.2

Diese bei den Gemeinschaften zu beobachtende globale Tendenz ist jedoch je nach Art variabel. Deshalb wurde die gleiche Untersuchung mit Hilfe des Paardifferenztests noch einmal durchgeführt (s.o.), diemal aber für jede einzelne Art, um festzustellen, ob die Tendenz (Steigerung oder Minderung der Abundanz) auf jeder Probefläche konstant und die gleiche ist.

Aus einem Vergleich unserer Ergebnisse mit denen von SVENSSON (1976) und BATTEN & MARCHANT (1977)[1] für die gleichen Jahre ergeben sich folgende Feststellungen: die Abundanzminderungen bei Zaunkönig und Heckenbraunelle und die gesicherte Erhöhung der Abundanz des Rotkehlchens ($t = -3,81$, $N = 4$, $P < 0,05$) stimmen nicht mit den für den Norden Deutschlands und Schweden (SVENSSON 1976) beobachteten umgekehrten signifikanten Tendenzen überein. Vielmehr besteht für die Heckenbraunelle und das Rotkehlchen eine Übereinstimmung mit den Ergebnissen von BATTEN & MARCHANT (1977) in den von ihnen untersuchten Waldhabitaten. Die Abnahme des Fitis folgt der abnehmenden, die Zunahme der Amsel der zunehmenden Tendenz, die im Norden (SVENSSON 1976) und in England für die Wälder (BATTEN & MARCHANT 1977) beobachtet wurde. Die Bestandsveränderungen von Kohlmeise, Buchfink und Star deuten eine Tendenz zur Zu- oder Abnahme an, sind jedoch nicht signifikant, und unsere Ergebnisse widersprechen im Falle von Kohlmeise und Buchfink denen von SVENSSON (1976), während sie von denen von BATTEN & MARCHANT (1977) erhärtet werden. Für die Mönschsgrasmücke haben die genannten Autoren keinerlei besondere Tendenz festgestellt, während unsere Ergebnisse eine signifikante Abnahme aufzeigen ($t = 3,703$, $N = 4$, $P < 0,05$).

---

1) freundlicherweise von K. WILLIAMSON vor der Veröffentlichung mitgeteilt

Allerdings ist es normal, Schwankungen zu beobachten, die in umgekehrte Richtung weisen, denn die von SVENSSON (1976) und BATTEN & MARCHANT (1977) gemessenen Tendenzen beruhen auf Mittelwerten. Auf der anderen Seite kann die Lage unserer Probeflächen sehr viel mehr im Süden der von diesen Autoren untersuchten Zonen für die beobachteten Unterschiede verantwortlich sein. Schließlich ist die Auswahl von vier Probeflächen zu niedrig, als daß man diesen Tendenzen allzuviel Bedeutung beimessen könnte. Betrachtet man die von RHEINWALD (1976) dargestellten Ergebnisse, so stimmt die von ihm in seinen Kohlmeisenpopulationen beobachtete Tendenz sehr wohl mit der überein, die sich in der vorliegenden Untersuchung zeigte, und dies sogar bis 1976 (vgl. 5.1). Die Untersuchungen von ROBBINS & VAN VELZEN (1974) und BYSTRAK & ROBBINS (1976) zeigen, daß die Abundanz der Population einer Art sich in bestimmten Teilen ihres Verbreitungsgebietes sehr wohl erhöhen kann, während sie sich in anderen Teilen verringert. Für die vollständige Erhellung dieser Veränderungen müssen allerdings sehr viele Faktoren herangezogen und erfaßt werden, was den Rahmen der vorliegenden Arbeit überschreiten würde.

4.42. Verhältnis zwischen den wöchentlichen Ergebnissen

Bei Betrachtung der pro Woche ausgedrückten und auf 10 ha umgerechneten Abundanzen (vgl. Abb. 17 und Abschn. 4.13.) kann man sich die Frage vorlegen, ob die Abundanzen auf die gleiche Art und Weise von Probefläche zu Probefläche oder Jahr zu Jahr schwanken, um herauszufinden, ob ganz bestimmte Merkmale der jeweiligen Probefläche oder Saison eine Erklärung für die beobachteten Schwankungen liefern können.

4.42.1

Zunächst wurde die Varianzanalyse durchgeführt, um die mittleren Abundanzwerte innerhalb der Probeflächen vergleichen zu können (vgl. DIXON & MASSEY 1969). Die Ergebnisse sind in Tab. 22 dargestellt. Die mittleren Werte sind innerhalb der Probeflächen signifikant ungleich, wobei der Unterschied 1974 stärker war als 1975. Allerdings sagt die Tatsache, daß die Mittelwerte unterschiedlich sind, noch

nichts darüber aus, wie sie sich unterscheiden oder welche biologischen Funktionen diese Unterschiede erklären dürften. Betrachtet man die Probeflächen paarweise, stellt sich heraus, daß die Mittelwerte der Probeflächen S, K und W sich signifikant von denen auf T unterscheiden; ebenso unterscheiden sich die Mittelwerte auf S im Jahre 1974 von denen auf W.

Genaueres darüber, wie sich die Abundanzen der Probeflächen voneinander unterscheiden, sagen die Vertrauensbereiche des Mittelwertes[1] der wöchentlichen Abundanzen aus (Abb. 17). Die unteren Grenzen dieser Bereiche zeigen an, zwischen welchen Wochen man damit rechnen kann, daß die Zählung über dem Minimum von 40% der während der Gesamtsaison erreichten Gesamtpopulation liegt (vgl. Tab. 13). Dieser Mindestprozentsatz liegt allerdings über 60%, wenn man die während einer Woche erreichte Maximalabundanz betrachtet. Man muß durchaus unterscheiden zwischen der Maximal-Abundanz, die ein Biotop während einer kurzen Zeitspanne (z.B. einer Woche) aufgewiesen hat, und der Gesamtabundanz einer Probefläche im Verlauf einer ganzen Saison (vgl. 7.1). Ungeachtet für welche Woche jedoch besagt die Tatsache, daß nicht mehr als z.B. 60% der Population gezählt wurden, keineswegs, daß die Zählungen unzulänglich sind (dies entspricht hier jedoch nicht ganz der Problematik der Arten-Flächengrößen-Kurven; vgl. RICE & KELTING 1955, FERRY 1976, SIMBERLOFF 1976, u.a.); vielmehr ist daraus zu entnehmen, daß zu bestimmten Zeitpunkten innerhalb der Saison nur 60% der Individuen ein Revier verteidigen und die Maximalabundanz für eine Woche erst später in der Saison erreicht werden wird oder bereits früher erreicht worden ist.

Die Varianzanalyse erstreckte sich auf 14 Wochen (von der 5.

---

1) Die Bereiche wurden nach der Formel $\overline{X} \pm t_{(\alpha=0,05)} S_{\overline{X}}$ berechnet, wobei $\overline{X}$ der Mittelwert einer Fläche darstellt,

$S_{\overline{X}} = \frac{\sqrt{\sum_{g=1}^{C} \sum_{h=1}^{N_g} (X_{gh} - \overline{X}_g)^2}}{N. - C}$ = die Stardardabweichung der abgewogenen Mittelwerte, weil die Varianzen nach dem Fisher-Test ($F = \frac{S_A^2}{S_B^2}$, $S_A^2 > S_B^2$) gleich sind. C = Anzahl der Probeflächen, N. = Anzahl der Individuen einer Fläche. t ist die Testgröße der t-Verteilung von Student bei kleinem Stichprobenumfang. (vgl. DIXON & MASSEY 1969).

bis einschl. der 18., Abb. 17), um die Ergebnisse zwischen den Jahren vergleichen zu können. Die gleiche, für 16 Wochen im Jahre 1974 und 20 Wochen im Jahre 1975 durchgeführte Analyse ergibt niedrigere Mittelwerte und weiterreichende Vertrauensbereiche, aus den aus 14 Wochen errechneten Ergebnissen jedoch treten die Unterschiede zwischen den Populationsabundanzen während der wesentlichen Phase der Brutperiode deutlicher hervor.

4.42.2

Die Untersuchungen der mittleren, pro Woche ausgedrückten Abundanzen ermöglichen einen Vergleich der Probeflächen. Da es sich hierbei aber um Mittelwerte handelt, sagen sie nichts über die zeitlichen Schwankungen selbst aus. Es mußte also in einem zweiten Untersuchungsprozeß festgestellt werden, ob die Kurven in Abb. 17 von einer Woche zur anderen auf die gleiche Art und Weise schwanken und ob sich mit den zeitlichen Schwankungen die Probeflächen charakterisieren lassen, was es wiederum möglich machen würde, neue Schlüsse über die Beziehungen zwischen den Gemeinschaften und ihren Standort im Verhältnis zu seiner Lage zur Stadt hin zu ziehen. In dem Versuch, die beobachteten Unterschiede auszudrücken, sind wir erneut nach dem Paardifferenztest vorgegangen (vgl. 4.41.1).

4.42.21.

Was die zeitlichen Schwankungen (pro Woche) zwischen den Jahren betrifft, so sind die t-Werte (Anm. 1, Abschn. 4.41.1) für alle Probeflächen mit $P < 0{,}01$ signifikant (Tab. 21). Die Schwankung scheint dadurch bedingt, daß die Abundanzen 1975 höher waren als die des Jahres 1974. Vergleicht man Abb. 12 (Abschn. 3.2) und Abb. 17 (Abschn. 4.13.) miteinander, so stellt man fest, daß die Temperaturen die Diversität und die Abundanz wenig beeinflussen, daß sich dagegen der Regen vornehmlich im April und im Mai stärker auf die Abundanz auswirkt. Tatsächlich ist in den Abundanzkurven für jede heftige Regenperiode im Jahre 1974 eine Änderung in der Neigung festzustellen. Am Ende der Brutsaison dürfte dieser Einfluß weniger erheblich sein; hier neigt sich die Abundanz aus anderen Gründen. Im Jahre 1975 machte sich dieser Einfluß weniger stark bemerkbar (Wochn 8 und 9 und 12 und 13). Die in Abb. 12 angegebe-

nen Regenmengen sind Gesamtmengen pro Woche, entsprechen aber meistens mehreren aufeinanderfolgenden Tagen, an denen es Niederschläge gab (daher der Kumulativeffekt der Niederschläge im Ausdruck der Abundanzen). Schon NAUMANN (1905:99ff.) und HEINROTH (1924-26:116) berichteten über Populationsschwankungen in Abhängigkeit von Niederschlägen (vgl. auch WILLIAMSON & BATTEN 1976). Die weniger starke Beeinflussung der wöchentlichen Abundanzen im Jahre 1975 durch die Niederschläge ist vielleicht mit der Verteilung der Niederschläge selbst oder ihrem Einfluß auf bestimmte, vielleicht kritischere Abschnitte während der Brutzeit in Zusammenhang zu bringen.

4.42.22.

Zum Vergleich der zeitlichen Schwankungen der Abundanzen (N), der Artenzahl (S) und der Diversität (H') zwischen den Probeflächen sind die t-Werte in Tab. 23 dargestellt. Auf den ersten Blick unterscheidet sich der größte Teil der Probeflächenpaare signifikant, sogar mit $P < 0,01$, für die drei genannten Faktoren und die beiden Jahre. Auf der anderen Seite ist bei einigen Probeflächenpaaren der Unterschied in bezug auf einen Faktor für ein Jahr, aber nicht für das andere signifikant. Schließlich sind bestimmte Werte für den gleichen Faktor in beiden Jahren signifikant, jedoch ist in einem Falle t positiv, im anderen negativ; also war die Wirkung umgekehrt. Innerhalb der in beiden Jahren in die gleiche Richtung gehenden signifikanten Werte ist die Konstanz der Schwankungsrichtung zwischen ST und KT sowohl in bezug auf die Abundanzen wie auch die Artenzahl oder die Diversität zu beachten; bei SK und SW gilt das gleiche in bezug auf die Diversität. Diese Ergebnisse verdeutlichen die Unterschiede, die in bezug auf die zeitliche Schwankung zwischen SK und SW sowie zwischen T und den anderen Probeflächen bestehen (vgl. Tab. 19). Man muß folglich zu dem Schluß gelangen, daß die Unterschiede zwischen zwei Probeflächen in verschiedenen Ebenen zum Ausdruck kommen, und daß mehrere Schwankungsfaktoren in die gleiche Richtung aufeinander einwirken. Im Lichte der nachfolgenden Untersuchungen in Zusammenhang mit der Vegetation wird es möglich sein, diese auffallenden Unterschiede zu erklären.

Die Berechnung einer "zeitlichen Diversität" (H'_z; vgl. 2.2)

sagt weniger als die vorangehende Analyse über die zeitlichen Schwankungen aus, wenn man bedenkt, daß die gewonnenen H'_z-Werte alle sehr nahe beieinander liegen (Tab. 24). Es ist festzustellen, daß H'_z durch die Amplitude der Abundanzschwankungen pro Woche, aber nicht oder nur wenig durch den Umfang der erreichten Abundanzen beeinflußt wird (vgl. Tab. 24 und Abb. 17). Nach Abb. 17 sind die Abundanzschwankungen im Jahre 1974 auf S und im Jahre 1975 auf W stärker, eine Beobachtung, die sich mit den entsprechenden H'_z-Werten sehr wohl deckt.

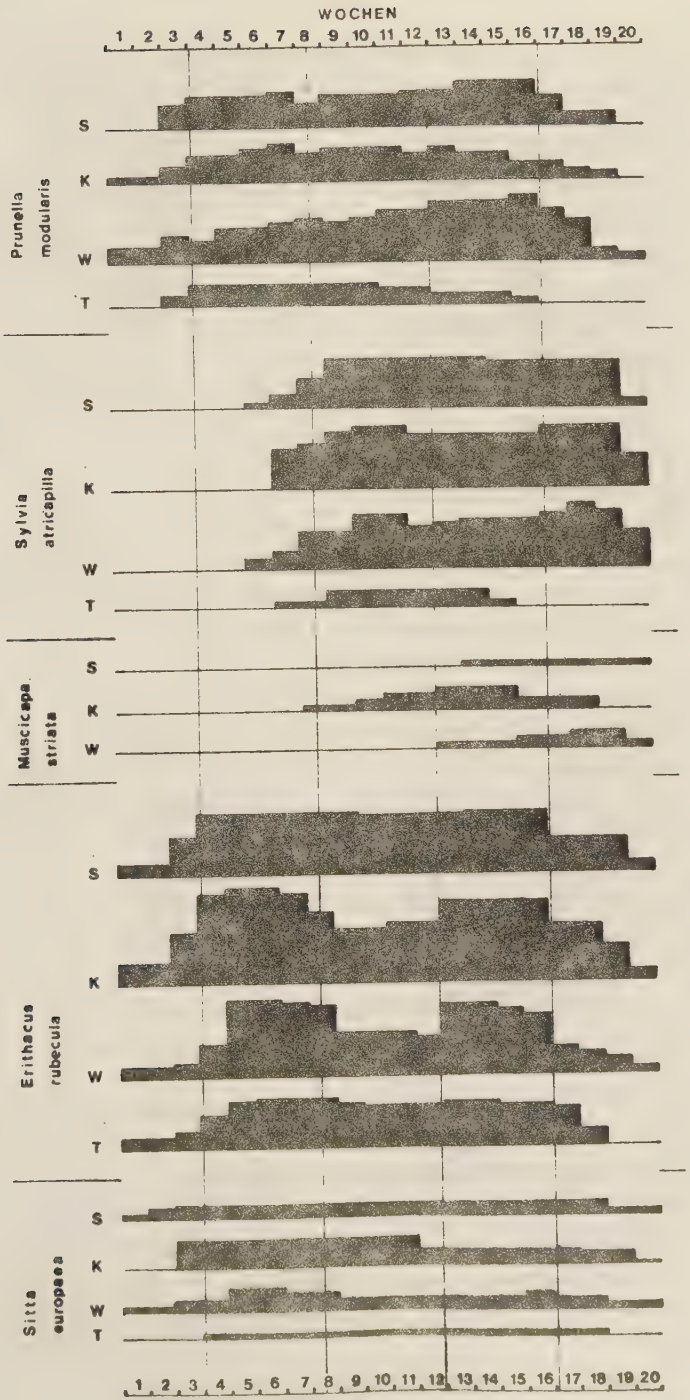
4.5 Verteilung der Bruten

In der Untersuchung der Verteilung der Bruten je Art werden nur die Abundanzen des Jahres 1975 (Tab. 25) berücksichtigt, denn durch das Fehlen von Aufnahmen in den ersten vier Wochen des Jahres 1974 (Ende März und erste Aprilwoche) würde das Bild verzerrt werden. Einzelheiten über die Abundanzschwankungen pro Probefläche finden sich in Abb. 22 nur für einige Arten. Es ist festzustellen, daß einige Arten während der ganzen Brutsaison anwesend sind, während andere später zu brüten beginnen oder eher aufhören. Berechnet man die Häufigkeit jeder Art auf 20 Wochen, so ergibt sich, daß die Sommervögel im Durchschnitt während 12,3 Wochen, die Teilzieher während 18,3 Wochen und die Jahresvögel während 15,7 Wochen in ihrem Revier anwesend waren (vgl. Tab. 14 und 25). Nimmt man für die letztgenannte Gruppe den Grauspecht und den Kernbeißer, zwei schwer aufzunehmende Arten, aus, so erhöht sich dieser Mittelwert nur auf 16,9. Die Verteilung der Häufigkeiten erklärt sich mit dem jeweiligen Verhalten der Populationen dieser Gruppen.

Die Sommervögel sind Zugvögel und treffen selten vor Anfang April ein (Mönchsgrasmücke und Grauschnäpper in Abb. 22). Die Jahresvögel vertreten häufiger als die Teilzieher weniger territoriale Arten, d.h. solche, die einen Reviertyp verteidigen, der nicht immer auch den Nahrungsraum einschließt, die oft nur ihren Nistplatz verteidigen (vgl. LACK 1966, HAARTMAN 1969) oder die manchmal nach dem Ausfliegen der Jungen teilweise in größeren Trupps auftreten, wie z.B. die Paridae (vgl. GIBB.1956, SMITH 1975). Ihre Lautäußerungen scheinen auch weniger gut entwickelt und eintöniger als bei den

Abb. 22 Zeitliche Änderung der wöchentlichen Abundanz einiger Arten

Abb. 22


WOCHEN
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20
Prunella modularis
S
K
W
T
Sylvia atricapilla
S
K
W
T
10 Individuen
Muscicapa striata
S
K
W
Erithacus rubecula
S
K
W
T
Sitta europaea
S
K
W
T
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20

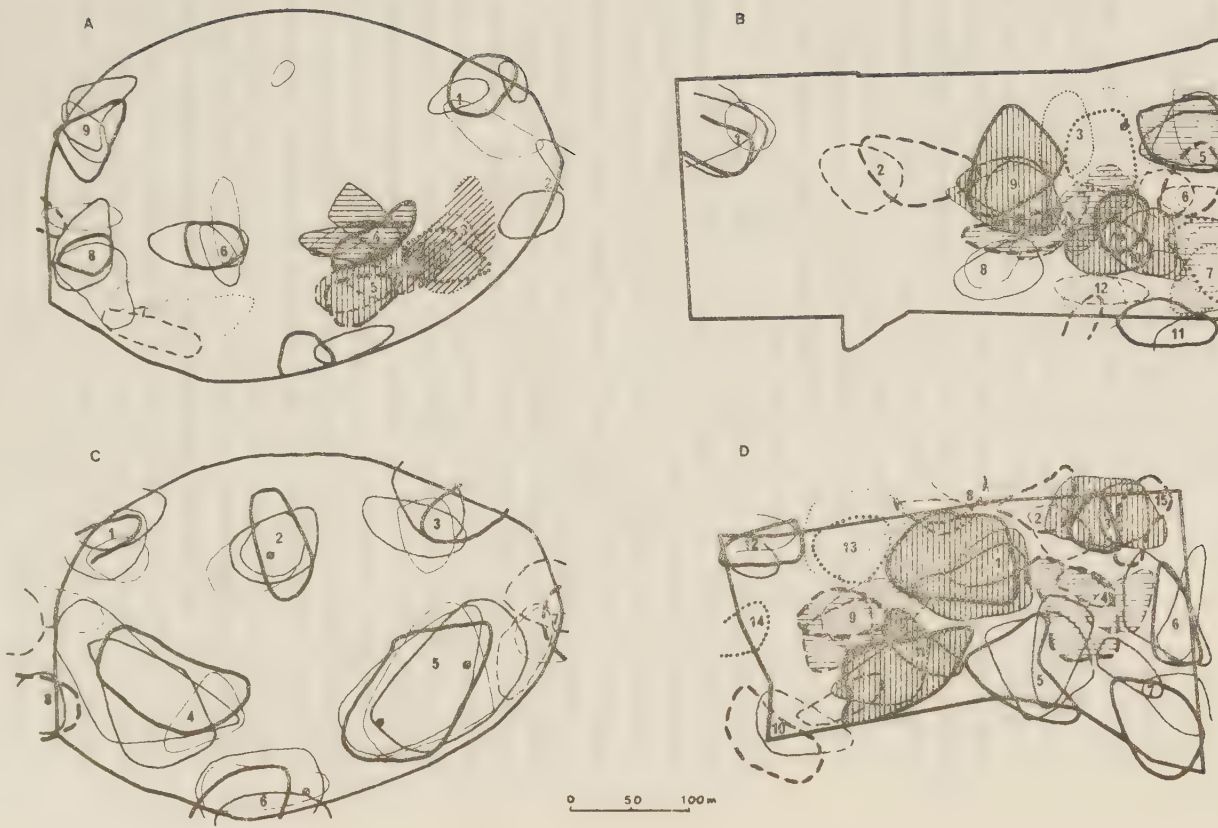
Teilziehern, und ihr Gesang ist nicht so sehr auf die gesamte Brutperiode ausgedehnt, was mit ihrer kürzeren durchschnittlichen Anwesenheitsdauer im Revier übereinstimmt. Die Teilzieher (z.B. die Singdrossel und das Rotkehlchen) weisen gewisse Merkmale echter Zugvögel auf, haben aber den Vorteil, schon früh zu Beginn der Fortpflanzungsperiode in ihrem Brutgebiet zu sein. Zum Teil sind diese Populationen sogar das ganz Jahr über seßhaft (vgl. LACK 1953, NIETHAMMER et al. 1964, ROBBINS & VAN VELZEN 1974). Die Zugvogelarten, die Sommervögel, sind meist gute Sänger, obwohl dies auf die im untersuchten Gebiet beobachteten Mitglieder der Muscicapinae, die im allgemeinen eher zurückhaltend mit ihrem Gesang sind, nicht zutrifft, am wenigsten auf den Trauerschnäpper, der seinen Gesang nach Beginn der Eiablage oder der Bebrütung schnell einstellt (vgl. HEINROTH 1924-1926, CURIO 1959a).

Bei einigen Arten ist festzustellen, daß die Abundanzen während der Brutsaison zwei Höhepunkte erreichen. Diese beiden Modi sind in Abb. 22 besonders deutlich sichtbar bei Rotkehlchen, Mönchsgrasmücke und Heckenbraunelle, allerdings nicht auf allen Probeflächen. Wahrscheinlich spielt sich der Brutzyklus in verschiedenen Biotopen in Zusammenhang mit der Zeit unterschiedlich ab (vgl. LACK 1971, WINTERNITZ 1976). Die hier mitspielenden Faktoren können sein: die Abundanz der Populationen in diesem Biotop, die mikrolimatischen Bedingungen, der Einfluß exogener Faktoren in Zusammenhang mit Verschmutzung und Urbanisierung, die Eigenschaften des Biotops, Konkurrenz usw. Alle diese zahlreichen Faktoren sind jedoch im einzelnen sehr schwer zu kontrollieren, so daß es schwierig ist, die beobachteten Unterschiede für eine gegebene Art vollständig und befriedigend zu erklären. Die beiden Modi könnten entsprechend den stärkeren Abundanzen (für einige Arten in Abb. 22) vielleicht auch mit einer bestimmten Fortpflanzungsphase zusammenfallen: ent-

---

Abb. 23 Räumliche und zeitliche Änderung der Reviergrenzen
A. Zilpzalp auf K, 1974 B. Buchfink auf S, 1975 (mit 2 Nestern=Ø)
C. Zaunkönig auf K, 1975 (mit 4 Nestern=Ø) D. Rotkehlchen auf T, 1975 (nur bis Juni). Von dickeren nach dünneren Linien sind die Reviergrenzen von April bis Juli aufgezeichnet. Die punktierten, unterbrochenen bzw. ununterbrochenen Linie sowie Schraffuren in einzelnen Revieren dienen zur Verdeutlichung der Reviergrenzenänderungen.

Abb. 23



weder dem Beginn von zwei getrennten, aufeinanderfolgenden Bruten oder der Zeit vor und/oder nach der intensiven Ernährungsphase der Jungen im Verlaufe einer einzigen Brut. Dieser Faktor (Verhältnis zwischen Abundanz und Häufigkeit des Gesang
teren Einzelheiten analysiert werden, aber es ist bekannt, daß die intensivste Gesangsphase bei den Sperlingsvögeln der Zeit der Reviergründung entspricht (vgl. NICE 1964, HOGSTAG 1967).

Die Verteilung im Raum steht in Zusammenhang mit der Verteilung in der Zeit. Zwar ist es mit Hilfe der von dem INTERNATIONAL BIRD CENSUS COMMITTEE (1970) verwendeten und empfohlenen Zählungsmethode nicht möglich, die Größe eines abgegrenzten Reviers ganz genau zu messen (vgl. ALSOP 1970, BEST 1975, u.a.), sie ermöglicht aber doch die Lokalisierung eines Reviers durch die Eingrenzung der von einem einzelnen Individuum aufgenommenen gruppierten Registrierungen (vgl. 2.11.4). In Abb. 23 sind einige Beispiele für monatlich abgegrenzte Reviere gegeben. HERMAN (1971) hat beim Waldlaubsänger nachgewiesen, daß Größe und Lage des Reviers entsprechend dem ablaufenden Brutzyklus in der Zeit variieren (vgl. auch ODUM & KUENZLER 1955, SNOW 1965, DHONDT & HUBLÉ 1968, DHONDT 1971). Einige unserer Ergebnisse gehen ebenfalls in diese Richtung, verdeutlichen jedoch vorrangig, daß es besser ist, den Zeitraum, über den sich die Bestandsaufnahmedaten erstrecken, zu verkürzen, wenn man sich ein genaues Bild von der wirklichen Populationsdichte verschaffen will, die zu einem beliebigen Zeitpunkt während der Brutsaison erreicht wurde (CYR 1976b). Es könnte sogar vorkommen, daß bestimmte Individuen, die nur eine kurze Zeitlang anwesend sind, ausgelassen oder als überschüssige Individuen in der Gemeinschaft angesehen oder aber in andere leichter abzugrenzende Reviere mit aufgenommen werden könnten (vgl. ENEMAR 1959, BROWN 1969, u.a.). Abb. 23 zeigt, daß die Lage eines Reviers dynamisch ist und daß die Überlappungen verschiedener Reviere, die auf den Karten zu sehen sind, in Wirklichkeit nur selten vorkommen, wenn man die verschiedenen Monate einzeln nacheinander betrachtet (Abb. 23A,B Reviere 3, 4.und 5).

5. Höhlenbrüter

5.1 Abundanz

Die Abundanzen der Höhlenbrüter sind in Tab.26 wiedergegeben. Diese Ergebnisse weichen teilweise von denen in Tab. 13 ab, weil in Tab. 26 ungeachtet der möglichen Teilreviere (vgl. 2.11.) alle in den Nistkästen brütenden Individuen berücksichtigt sind. Außerdem sind die Individuen eingeschlossen, die in Baumhöhlen gebrütet haben und deren Nistplatz gefunden wurde. Die Zahl der nicht entdeckten Nester dürfte gering sein, denn es ist allgemein anerkannt, daß der allergrößte Teil der Höhlenbruter die angebotenen Nistkästen verwendet (vgl. z.B. KRÄTZIG 1939, LACK 1966). Im übriben scheint eine ausreichende Anzahl von Nistkästen aufgehängt worden zu sein, da einige davon leer geblieben sind.

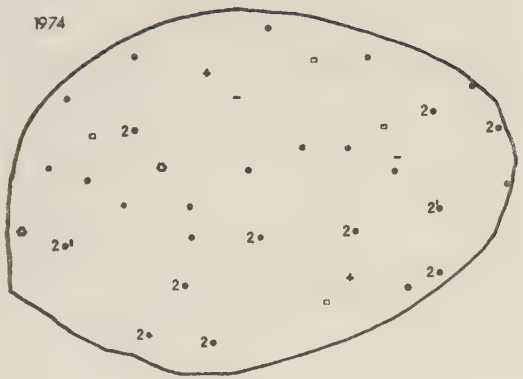
KRÄTZIG (1939), LACK (1966), ENEMAR et al. (1972) u.a. haben gezeigt, daß sich die Anzahl der Brutpaare mit einer zunehmenden Anzahl aufgehängter Nistkästen erhöht, aber auf der anderen Seite die Zahl der leer bleibenden Nistkästen schneller ansteigt. Es sind gewisse Schwankungen in der Tendenz der Abundanzen im Verlaufe der drei Jahre festzustellen, wobei 1975 für den größten Teil der Arten ein besseres Jahr war (RHEINWALD 1976). Da die Vögel im Jahr 1975 weniger häufig doppelt brüteten (Abb. 16, Abschn. 4.12.), wurden die Nistkästen weniger oft kontrolliert. Die Abundanzunterschiede zwischen 1974 und 1975 sind folglich nicht durch eine ungleiche Nistkastenkontrolle bedingt, die das Jahr 1974 etwa begünstigt hätte ! Andererseits scheinen, selbst wenn 1976 weniger Nester in Baumhöhlen gefunden wurden, die Abundanzen tatsächlich schwächer gewesen zu sein, wenn man sie mit den Ergebnissen von RHEINWALD(1976) vergleicht.

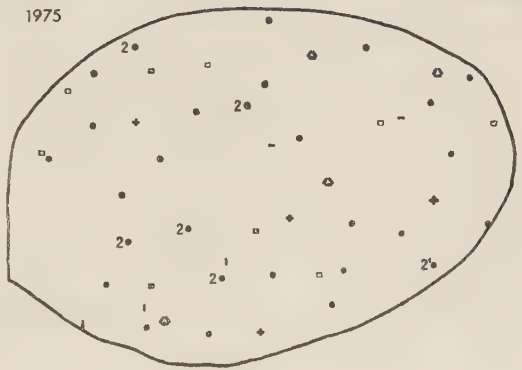
Aus Abb. 24a bis d sind Position und Verteilung der von den Arten von 1974 bis 1976 auf den einzelnen Probeflächen benutzten Nistkästen, aus Tab. 26 ist die Zahl dieser zu entnehmen. Die Artenzahl schwankt wenig zwischen den Probeflächen und den Untersuchungszeiträumen. Die Verteilung der verwendeten Nistkästen ist ziemlich einheitlich. Der Anteil, den die Blaumeise im Verhältnis zur Kohlmeise an den Nestern hat, liegt meistens unter 50%, abgesehen von

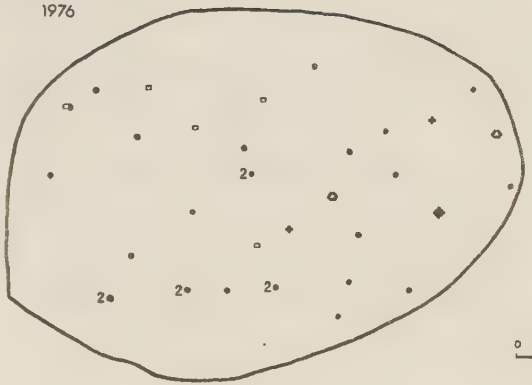
Abb. 24a bis d Verteilung der von den Höhlenbrüterarten besetzten Nistkästen auf S, K, W und T

1974
1975
1976
Schanzenberg
Parus major
Parus caeruleus
Sitta europaea
Ficedula hypoleuca
Parus ater
Passer domesticus
Muscicapa striata
= ● und +
0 50 100 m

Abb. 24b
s.S.93



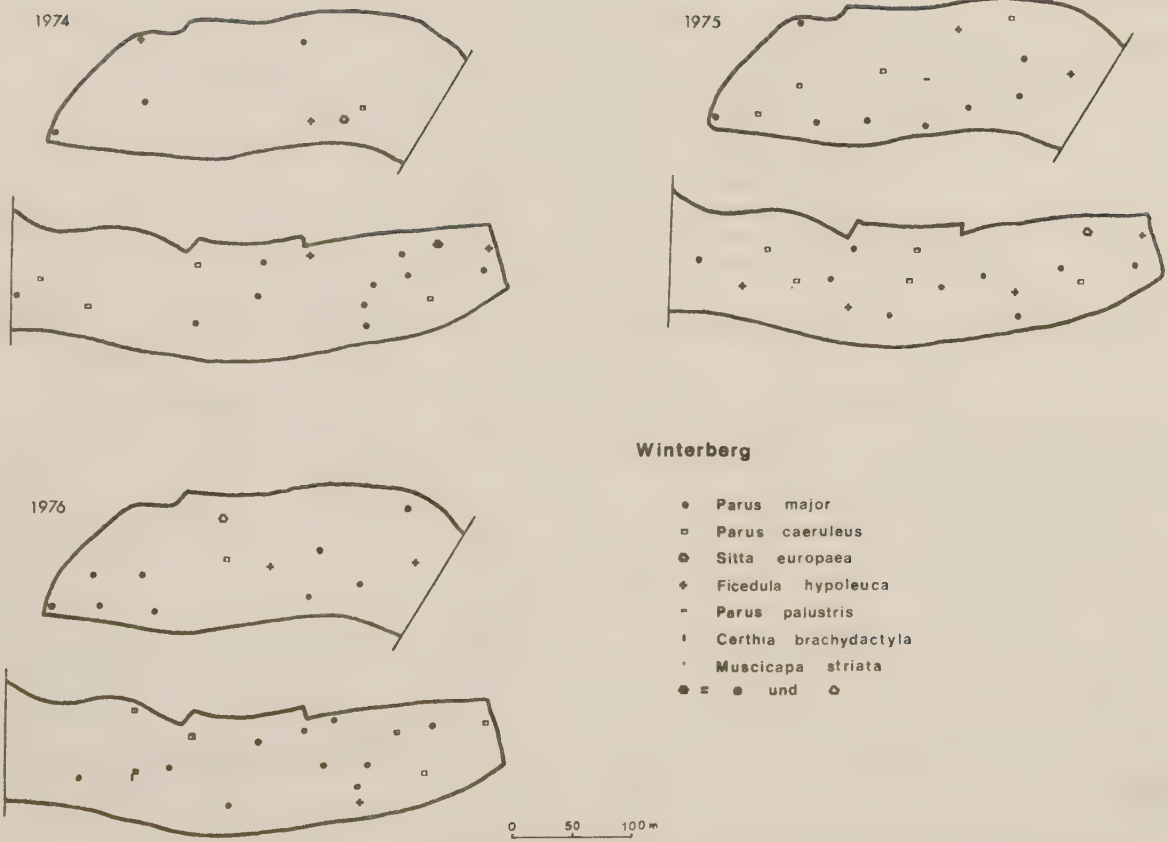


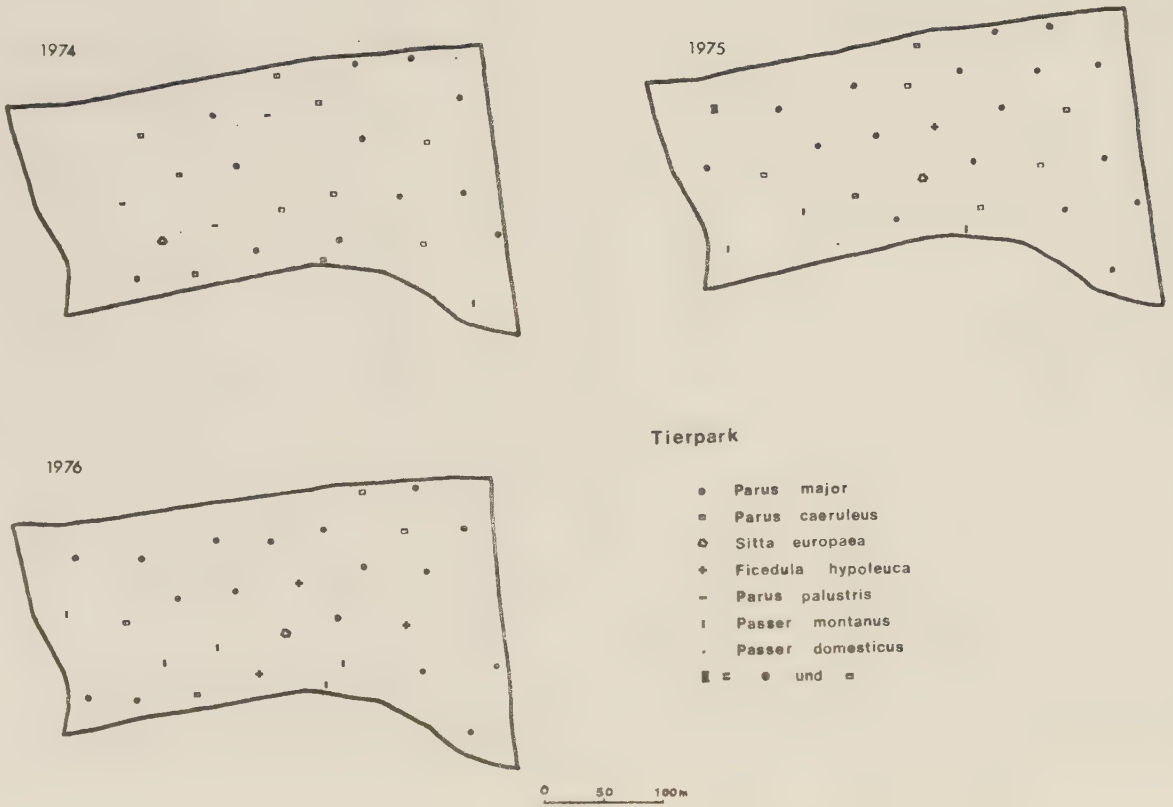


Kaninchenberg

- Parus major Erstbrutperiode
- Parus caeruleus
- Sitta europaea
- Ficedula hypoleuca
- Parus palustris
- Certhia brachydactyla
- Phoenicurus phoenicurus
- ◆ = ● und +
- 2● P. m. Zweitbrutperiode
- 2'● P. m. zwei Bruten

0 50 100m


1974
1975
1976
Winterberg
Parus major
Parus caeruleus
Sitta europaea
Ficedula hypoleuca
Parus palustris
Certhia brachydactyla
Muscicapa striata
= und
0 50 100 m

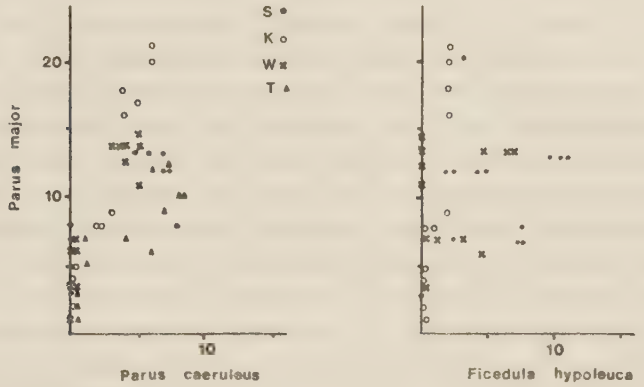

1974
1975
1976
Tierpark
Parus major
Parus caeruleus
Sitta europaea
Ficedula hypoleuca
Parus palustris
Passer montanus
Passer domesticus
und
0
50
100m

Fläche T im Jahre 1974 (vgl. LACK 1966, LÖHRL 1973). Auf dieser Fläche ist auch der Anstieg der Feldsperling-Anzahl interessant, was mit der Tatsache der Anbringung der Kästen zusammenhängen mag, die von der Wildparkanlage aus, wo diese Art ihr Futter sucht, ihre mögliche Ausbreitung zum Wald hin begünstigen.

Die Abundanz der Kohlmeise lag auf K eindeutig höher. Hier waren auch die Abundanzschwankungen dieser Art im Gegensatz zu denen auf den anderen Flächen (zwischen 25 und 50%) innerhalb der einzelnen Jahre niedriger (20%). Bei der Blaumeise erreichte die Abundanz ihren höchsten Wert auf T (1974), die Population ging hier jedoch bis 1976 zurück, um sich auf dem Niveau der Populationsdichten in den anderen Flächen wieder einzupendeln. Die Ansiedlung der Blaumeise scheint sich auf T, wo im Gegensatz zu den anderen Probeflächen vor 1974 keine Nistkästen installiert waren, schneller vollzogen zu haben; wahrscheinlich hat sich die Dichte dann aufgrund der Konkurrenz mit der Kohlmeise wieder auf einem niedrigeren Niveau eingependelt. Bei Blaumeisen ist ebenso wie bei Kohlmeisen die Gesamtdichte im Jahre 1975 gestiegen; die des Trauerschnäppers scheint hingegen konstanter gewesen zu sein. Der Trauerschnäpper war auf S in den drei Jahren gleichbleibend häufig und sehr viel häufiger als auf den anderen Flächen vertreten. Habitat und Konkurrenz könnten diese Unterschiede erklären (vgl. auch KRÄTZIG 1939, HAARTMAN 1969, LÖHRL 1970, LACK 1971).

Wenn man das Verhältnis innerhalb der Dichten betrachtet, kann man sich fragen, ob die Abundanzschwankungen zwischen zwei Arten die gleichen sind. In Abb. 25 sind diese Schwankungen dargestellt (Monats- und Gesamtangaben). Die Abundanz der Kohlmeise nimmt schneller zu als die von Blaumeise oder Trauerschnäpper, in beiden Fällen geht jedoch das Anwachsen einer Art mit dem Anwachsen einer anderen einher. Man könnte sich vorstellen, daß die Konkurrenz zwischen diesen Arten gering ist, wenn man davon ausgeht, daß genügend Nistplätze vorhanden sind, und dies muß angesichts der leer gebliebenen Nistkästen (außer auf T) der Fall gewesen sein (vgl. HAARTMAN 1951, LACK 1968). Die Konkurrenz bei den Höhlenbrütern dürfte in der Regulierung der Abundanzen dieser einzelnen Arten wohl von sekundärer Bedeutung sein (vgl. u.a. LACK 1966,1968, SLAGSVOLD 1975b).

Abb. 25 Beziehung zwischen Abundanzwerten bei Kohlmeise (Parus major) und Blaumeise (Parus caeruleus) bzw. Trauerschnäpper (Ficedula hypoleuca)



5.2 Diversität der Höhlenbrütergemeinschaften

Man kann die Gesamtheit der Höhlenbrüter als eine von der gesamten Vogelgemeinschaft getrennte, verhältnismäßig geschlossene Untereinheit betrachten. Trotz der zahlreichen Wechselbeziehungen, die zwischen Freibrütern und Höhlenbrütern bestehen müssen, haben ENEMAR et al. (1972) nachgewiesen, daß eine Erhöhung der Anzahl der Nisthöhlen auf einer Probefläche keinerlei Auswirkung auf die Abundanzen der Freibrüter hat. Darüber hinaus treten letztere auch bei der Nistplatzwahl mit den Höhlenbrütern nicht in Konkurrenz. Eine Diversitätsberechnung bezogen auf die Gesamtheit der Höhlenbrüter ist daher gerechtfertigt, weil sie einen Vergleich der verschiedenen Populationen in Raum und Zeit ermöglicht. Die höchste Diversität (Tab. 27) auf S kommt durch den Artenreichtum dieser Fläche, vor allem aber durch die viel gleichmäßigere Verteilung der Arten, von denen keine übermäßig dominiert, zustande. Umgekehrt ist auf K, vor allem in den Jahren 1974 und 1976, die Kohlmeise relativ zu stark vertreten - daher die niedrigen H'-Werte, die errechnet wurden. Die Diversität von S und T verändert sich in den

einzelnen Jahren zueinander nicht im gleichen Maße wie die Abundanzen. Tatsächlich ist die Diversität 1975 auf T konstant und auf S niedriger.

Im Gegensatz zu der Formel von Brillouin (H) (vgl. 2.2), ist H' nicht von einem Vervielfältigungsfakor der Daten abhängig (vgl. Abb. 7, Abschn. 2.2). Wenn die Abundanzen aller Arten von einem Jahr zum anderen im gleichen Verhältnis zunähmen, bliebe die Diversität konstant. Da dies jedoch nicht der Fall ist und die Abundanzschwankungen einer Art unabhängig von denen einer anderen sein können (selbst wenn bei einigen Arten die gleichen Faktoren die Schwankungen herbeiführen, vgl. LACK 1966, ENEMAR et al. 1972, SVENSSON 1976), kann es sich ergeben, daß die Diversität aufgrund einer stärkeren Zunahme einer Dominanten (Kohlmeise auf S, z.B.) abnimmt.

Die auf die Abundanzen pro Monat errechnete Diversität bestätigt, daß im Gesamtverlauf der Saison die Kohlmeise auf K stark dominiert hat (Tab. 27). Auf den anderen Probeflächen bilden sich zwei Fluktuationstypen heraus: die Diversitätswerte sind entweder im Mai (in Zusammenhang mit zwei Brutphasen, Abb. 16, Abschn. 4.12.) höher, oder sie sind im Verhältnis zum Juni (nur eine Brut selbst bei der Kohlmeise, Abb. 16) im April ebenso hoch wie im Mai. Dieses Gleichgewicht zwischen den monatlichen Abundanzen der Höhlenbrüterarten manifestiert sich in gleicher Weise wie bei der Gesamtheit der Vogelgemeinschaften und wird deshalb nicht ausführlicher besprochen (vgl. 2.2)

Das Verhältnis zwischen H und H' ebenso wie das zwischen Arten- und Individuenzahl oder J und H' ist vergleichbar mit dem, das bei globaler Betrachtung der Vogelgemeinschaften ermittelt wurde vgl. 2.2 und Tab. 20).

5.3 Brutphänologie bei Höhlenbrütern

Die Brutphänologie der Höhlenbrüter ist bereits sehr gut untersucht und belegt (vgl. z.B. GIBB 1950, KLUYVER 1951,1963, LACK 1954, 1966, CURIO 1959a,a, PERRINS 1963,1965,1973, LÖHRL 1970,1973, BERNDT & STERNBERG 1972, SCHERNER 1972, VAN BALEN 1973, WINKEL 1975, ZANG

1975). Trotzdem wurden Beobachtungen und Analysen zum Studium der Phänologie der Höhlenbrüter durchgeführt, um die Populationen miteinander vergleichen zu können, die verschiedenen urbanen Einflüssen ausgesetzt sind, und mögliche Zusammenhänge zwischen diesen Populationen und der Vegetation oder dem Klima aufzeigen zu können. Die Analysen bezogen sich nur auf drei Arten, da die anderen Arten wegen ihrer geringen Abundanz ausgeschlossen werden mußten. Abb. 16a bis c (Abschn. 4.12.) zeigt den Unterschied in der Verteilung der Bruten von Kohlmeise, Blaumeise und Trauerschnäpper auf. Die Mittelwerte der gemessenen Faktoren sind in Tab. 28 und 29 aufgelistet (vgl. 2.12.). Es wurde eine statistische Analyse der Ergebnisse durchgeführt, um festzustellen, welche Unterschiede eine biologisch erklärbare Bedeutung haben können. Die Mittelwerte wurden mit Hilfe der t-Verteilung von Student für kleine Stichproben verglichen:

$$t = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\sqrt{\frac{S_1^2}{N_1} + \frac{S_2^2}{N_2}}}$$

mit $(N_1 + N_2 - 2)$ Freiheitsgraden, wobei $\bar{X}$ die Mittelwerte, N die Individuenzahl und S_i^2 die Varianz der i-ten Population darstellen (vgl. DIXON & MASSEY 1969).

Betrachtet man die Ergebnisse in Tab. 28, so läßt sich leicht die signifikante Brutverspätung von 1975 und somit das fast völlige Fehlen von Zweitbruten oder verzögerten Bruten (während des Monats Juni) im Jahre 1975 erklären (vgl. Abb. 16 a,b,c). Auch lassen sich mit den Niederschlägen in den Monaten April, Mai und Juni 1975 die gesicherten Unterschiede zwischen der Anzahl der Eier pro Brut bei der Kohlmeise erklären (vgl. KLUYVER 1951, PERRINS 1965, LACK 1968). Blaumeise und Trauerschnäpper sind vielleicht wegen ihrer normalerweise später erfolgenden Eiablage weniger betroffen[1] (vgl. LACK 1966).

Wie allgemein üblich, begann im Jahre 1974 die Kohlmeise mit ihrer Eiablage signifikant früher als die Blaumeise, und diese wiederum begann früher als der Trauerschnäpper (Tab. 30). Für das

---

1) Die statistische Analyse bezog sich auf die Durchschnittswerte. Die gleiche Analyse, bezogen auf die Häufigkeit der Bruten mit x Eiern, erbrachte die Bestätigung, daß echte Unterschiede in der Anzahl der in den einzelnen Jahren gelegten Eiern bestehen (vgl. Tab.31).

Jahr 1975 auf der anderen Seite ist der Unterschied zwischen diesen Arten nicht statistisch gesichert, da Temperatur und Niederschläge in diesem Jahr die Eiablage bei Kohlmeise und Blaumeise verzögert haben. Für den Unterschied zwischen den beiden Jahren im Falle des Trauerschnäppers scheint sich aus den verfügbaren Daten keine Erklärung herleiten zu lassen. Was den Unterschied im Bruterfolg betrifft, so dürften die Niederschläge hierfür verantwortlich sein, denn in zahlreichen Fällen waren nach einigen Regentagen die Jungen nur noch tot in den Nistkästen anzutreffen (vgl. Mißerfolg im Jahre 1975, Abb. 16, Abschn. 4.12.)(vgl. auch LÖHRL 1973).

Das Schlüpfdatum steht mit dem Datum der Eiablage in Zusammenhang; allerdings sind die Gründe für die unterschiedlich lange Bebrütungsdauer trotz ihrer Korrelation mit den registrierten Regenmengen (Tab. 28) schwer zu finden. Die Weibchen mußten wohl länger auf Nahrungssuche bleiben und deshalb jeweils für eine längere Zeit das Nest verlassen, da die Nahrung im Jahre 1975 schwerer zugänglich gewesen sein mag (vgl. CURIO 1959a, ZANG 1975). In Tabelle 29 sind für die Kohlmeise die Unterschiede zwischen den einzelnen Probeflächen in bezug auf den Zeitpunkt des Legebeginns wiedergegeben. Wenn man bedenkt, daß das Jahr 1974 in bezug auf den Brutablauf normaler war als 1975, kann man die beobachteten Unterschiede mit der Lage der Probeflächen zur Stadt hin in Zusammenhang bringen. Auf den Flächen, die näher zur bebauten Zone hin liegen, begann das Brüten bei der Kohlmeise eher, und die t-Werte entsprechen diesem Verhältnis. Die Verzögerung des Brutbeginns im Jahre 1975 hat sich auf die Kohlmeisen-Populationen der Flächen K, W und T in gleicher Weise ausgewirkt, aufgrund der erheblichen Ausdehnung des Legebeginns auf Fläche S hingegen (in einigen Fällen bis zu fast einem Monat nach Beginn des Nestbaus, vgl. Abb. 16a) sind statistisch gesicherte Unterschiede zwischen Fläche S und den restlichen Flächen festzustellen (Tab. 29). In bezug auf den Beginn der Eiablage sind die Unterschiede zwischen den Probeflächen für Blaumeise und Trauerschnäpper nicht gesichert.

Ebensowenig sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Probeflächen in bezug auf die Zahl der gelegten Eier bei der Kohlmeise statistisch gesichert, es können jedoch infolge des Habitats, des Alters der Individuen oder der Populationsgröße lokale Unterschiede in der

Anzahl der Eier auftreten (vgl. LACK 1954, BERNDT & WINKEL 1967, WINKEL 1975). Jedoch besteht ein statistisch gesicherter Unterschied zwischen der Anzahl der in der ersten und der in der zweiten Brutperiode gelegten Eier. Der Vergleich zweier bestimmter Bruten gilt nur für das Jahr 1974, da die zweite Brutperiode im Jahre 1975 nur fünf Bruten hervorbrachte (Abb. 26). Dies stimmt sehr gut mit den Ergebnissen von PERRINS (1965), LACK (1966), BERNDT & STERNBERG (1972), WINKEL (1975), ZANG (1975), u.a.überein, die aufzeigen, daß mit fortschreitender Saison die Gelegegröße abnimmt. Diese Relation ist allgemeingültig und war auch 1975 zu erkennen, selbst dann, wenn es nur einen Brutablauf gab (Abb. 26). Sie ist zwar bei Blaumeise und Trauerschnäpper bei Betrachtung eines einzigen Jahres weniger deutlich erkennbar, aber man findet sie doch, wenn man die Daten der Jahre 1974 und 1975 zusammen betrachtet.

Bei Arten mit naturgemäß geringerer Gelegegröße wie bei der Mehrzahl der Freibrüter ist es schwieriger, solche Relationen aufzuzeigen. Man braucht in diesen Fällen eine größere Anzahl von Daten und muß mit Mittelwerten arbeiten. LACK (1968) konnte Beziehungen zwischen der Gelegegröße und der Populationsgröße oder geographischen Breite aufzeigen (vgl. auch LACK 1954, SLAGSVOLD 1975a, WINK 1975), es bleibt jedoch die Tatsache, daß die Schwankungen sehr stark sein können und die Gründe für diese Schwankungen zum Teil noch unbekannt sind.

Ein weiterer wesentlicher Faktor ist der Bruterfolg. Unsere Ergebnisse zeigen eine schwache negative Beziehung zwischen der Gelegegröße und dem Prozentsatz des ausgeflogenen Jungen (Abb. 27). Es wäre also gerechtfertigt anzunehmen, daß sich die Gelegegröße auf dem Wege der natürlichen Auslese angeglichen hat, um die Sterblichkeit der Jungen aufzuwiegen (LACK 1954). Es wurde jedoch nachgewiesen, daß bei einigen Arten sich eine solche Beziehung nicht bestätigen läßt (vgl. Literatur in LACK 1954:21 ff.). Nach der Hypothese von LACK hat die Gelegegröße einer Art auf dem Wege der natürlichen Auslese vielmehr das mittlere Niveau erreicht, das der größten Anzahl von Jungen entspricht, für die die Eltern noch Nahrung finden können. Unsere Daten (Abb. 27) deuten darauf hin, daß die Nahrung infolge des Klimas im Jahre 1975 weniger reichlich oder

Abb. 26 Beziehung zwischen Legebeginn und Eierzahl für drei Höhlenbrüterarten

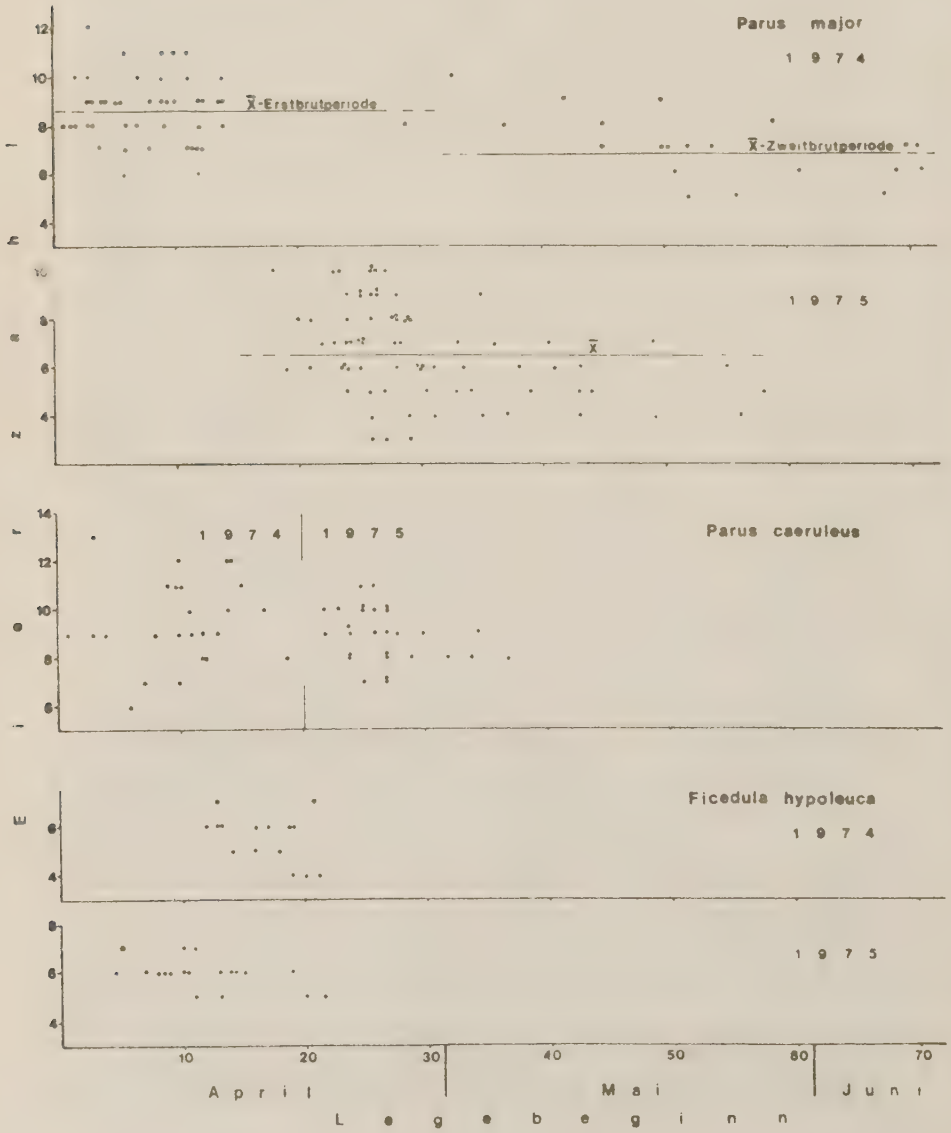
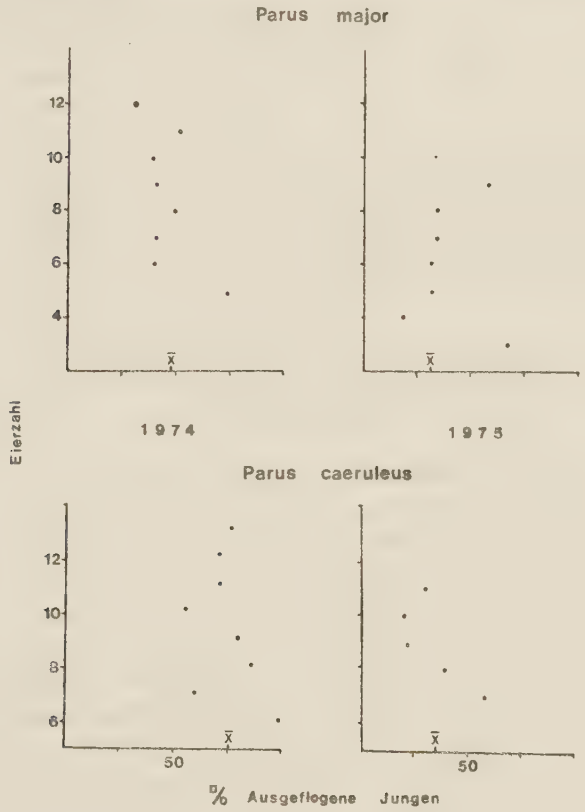


Abb. 27 Beziehung zwischen Eierzahl und Prozentsatz der ausgeflogenen Jungen



weniger gut zugänglich gewesen sein muß als 1974, denn sowohl im Falle der Kohlmeise als auch der Blaumeise liegt der Prozentsatz der ausgeflogenen Jungen im Jahre 1974 höher. Das gleiche bestätigt sich im Falle des Trauerschnäppers, bei dem der Erfolgsprozentsatz im Jahre 1974 bei 58,3 und im Jahre 1975 bei 12,3% liegt. Wie längst darauf hingewiesen (vgl. HEINROTH 1924-1926:112, LACK 1954, DHONDT 1970, u.a.), wirken sich im übrigen die klimatischen Bedingungen über ihren Einfluß auf die verfügbare Nahrung auf das Überleben der Jungen aus. Darüber hinaus nimmt nach VAN BALEN (1973) der Bruterfolg auch mit fortschreitender Saison ab.

6. Analyse der Vogelgemeinschaften in Zusammenhang mit den Vegetationsmerkmalen

Die Vegetationsanalyse bezog sich auf zwei Hauptaspekte, die in den Methoden bereits behandelt wurden. Aus den Ergebnissen dieser Analysen treten einige kennzeichnende Vegetationsmerkmale hervor, die für die Vögel von Bedeutung sind. Überhaupt scheint die Vegetation für die Erklärung der Verbreitung oder Anwesenheit von Vögeln an einem Ort von so essentieller Bedeutung zu sein, daß urbane Faktoren, die die Vögel ebenfalls beeinflussen können, oft verdeckt und schwer wahrzunehmen sind.

6.1 Korrelationen (r) zwischen den Vegetationselementen und der Abundanz bzw. der Diversität der Avifaunen

Tab. 32 gibt das Ergebnis einer ersten Analyse wieder, die zwischen den Abundanzen (N_A) bzw. der Diversität der Vogelpopulationen (H'_s) und zahlreichen aus den Tab. 1 und 6 bis 10 entnommenen Vegetationsfaktoren durchgeführt wurde. Da bei nur 4 untersuchten Probeflächen die Probenahme zwangsläufig klein ist, müssen die Korrelationskoeffizienten (r_i)[1] sehr noch sein, um eine signifikante Korrelation zwischen zwei Parametern beliebiger Art aufzuzeigen. Gewisse r_i-Werte, auch nicht signifikante bei einer Signifikanzschwelle von 95%, können die Bedeutung oder die Richtung einer Relation andeuten. Dies stimmt umso mehr, als bei der gemeinsamen Betrachtung der Ergebnisse aus den beiden Bestandsaufnahmejahren, d.h. also bei der Vergrößerung einer Stichprobe auf N = 8 anstatt 4, ganz bestimmte Relationen zum Vorschein kommen. Einige können hingegen wiederum trotz eines hohen Korrelationskoeffizienten r_i

---

1) $r_i = \frac{S_{XY}}{S_X S_Y}$, wobei die Kovarianz = $S_{XY} = \frac{N\sum XY - (\sum X)(\sum Y)}{N(N-1)}$, die Varianz der Population der Variablen X = $S_X = \frac{N\sum X^2 - (\sum X)^2}{N(N-1)}$ und S_Y wie S_X für alle Y. N = Stichprobe.(vgl. u.a. DIXON & MASSEY 1969).

zufallsbedingt sein, ohne ein zugrundeliegendes biologisches Phänomen widerzuspiegeln.

Nachfolgend sollen die Relationen herausgegriffen werden, die in dieser Tab. 32 interessant sein könnten.

6.11.

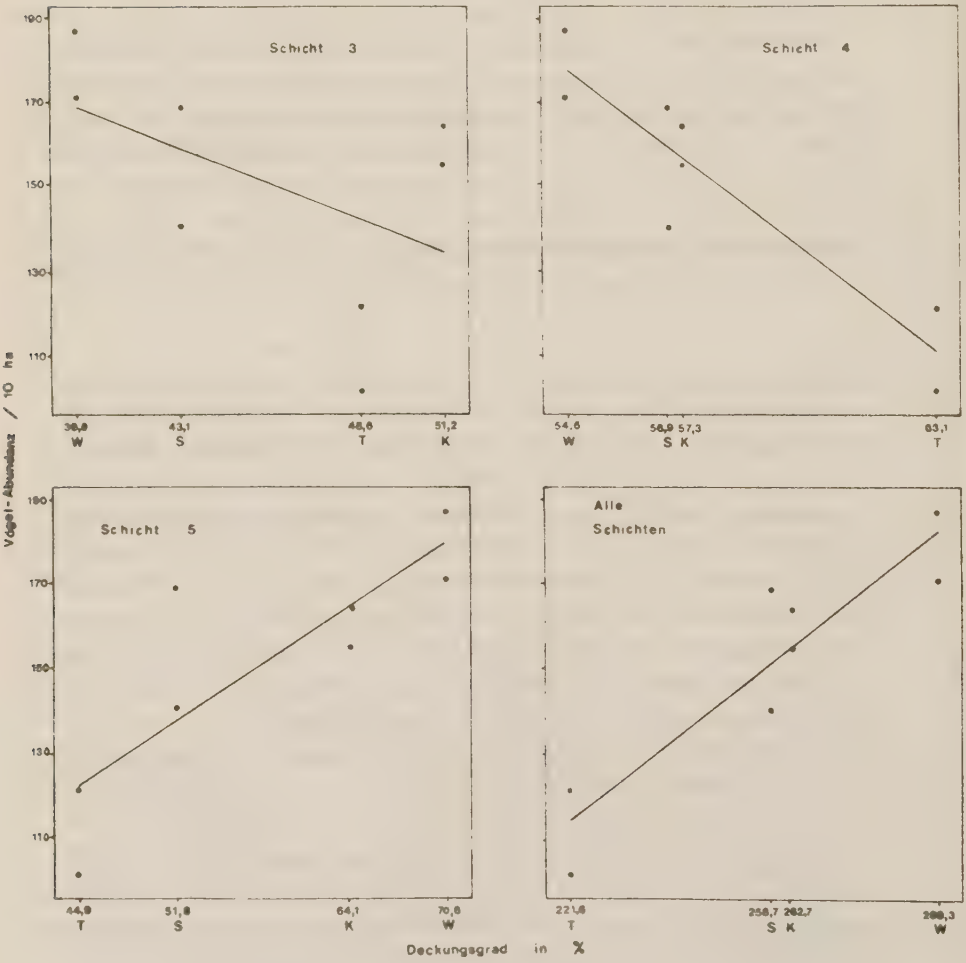
Die Berechnung des Prozentsatzes oder Grades der Deckung (DG) der Krautschicht, die nach zwei Methoden erfolgte (vgl. 2.4), erbringt Ergebnisse, die mit den Populationsabundanzen N_A und ihrer Diversität H'_s vergleichbar sind (r_1, r_{11}). Man kann sich gut vorstellen, daß eine dichtere Bodenvegetation eine größere Anzahl von Nischen zur Verfügung stellt und somit Artenreichtum (S) und Gesamtdichte der Vogelgemeinschaft erhöhen kann, was sich in den positiven und signifikanten Koeffizienten widerspiegelt.

6.12.

Die Relation in r_2 (Tab. 32) unterscheidet sich von der in r_{15}. Die in r_2 verwendeten Vegetationsdaten beruhen auf einer Probenahme von 8 bis 11 Kreisflächen pro Fläche, während mit denen, die in r_{15} ausgewertet wurden, die Deckung der gesamten Probefläche erfaßt wurde. Die Deckungsgrade der Baumschicht, die nach der Methode von JAMES & SHUGART (1970) errechnet wurden, unterscheiden sich zu wenig voneinander, um eine Analyse zuzulassen (vgl. Tab. 6 bis 9). Wenn der Deckungsgrad der Baumschicht hoch ist, müßte auch N_A hoch sein. Ein höherer Deckungsgrad impliziert dichteres Laubwerk und folglich im Prinzip eine größere Anzahl verfügbarer Nischen.

Ein Wald besteht nicht nur aus einer einzigen Schicht. Die Struktur einer höheren Schicht beeinflußt die der darunterliegenden Schichten. Wenn man das Verhältnis von r_{13e} zu r_{16e} für N = 8 betrachtet, so stellt man fest, daß selbst, wenn r_{13e} nicht signifikant ist, die Schichten 3 und 4 im Gegensatz zu Schicht 5 in negativem Verhältnis zu N_A stehen. Abb. 28 illustriert diese Relationen. Wenn auch die Anzahl der untersuchten Probeflächen niedrig ist, so ist doch festzustellen, daß die Abundanzergebnisse im Verlaufe von

Abb. 28 Beziehung zwischen Deckungsgrad der Vegetation und Vogelabundanz aller Flächen (Korrelationskoeffizienten: vgl. Tab. 32, r_{13} bis r_{16})



2 Jahren der gleichen Tendenz folgen. Die Vegetation der Schicht 3 dürfte von der der Schicht 5 nicht so stark beeinflußt werden wie die der 4. Schicht. Die Relation r_{16e} zeigt ebenfalls sehr deutlich, daß bei einer Probefläche mit einem höheren Gesamtdeckungsgrad, d.h. einer Fläche, die reicher an verfügbaren Nischen ist, auch N_A höher ist. Da die Diversität des Gesamtdeckungsgrades (H'_{DG}) sehr stark abhängig ist von dem Deckungsgrad selbst ($r = 0,992$, $N = 4$, $P < 0,01$), findet sich die gleiche Relation zwischen H'_{DG} und N_A (r_{22}), und zwar für beide Jahre. In diesem Falle wäre die graphische Verteilung der Punkte dieser Relation für alle Schichten praktisch identisch mit der in Abb. 28 dargestellten.

MACARTHUR & MACARTHUR (1961), MACARTHUR (1964,1965), MACARTHUR et al. (1966), KARR (1968), RECHER (1969,1971), TRAMER (1969), CODY (1970), KARR & ROTH (1971), PIANKA & HUEY (1971), BLONDEL et al. (1073), BEZZEL (1974) RØV (1975), ROTH (1976) haben mittels der Messung der Vegetation nach verschiedenen Methoden diese Relationstypen zwischen der Vegetationsstruktur einerseits und der Diversität der Avifauna, der Artenzahl oder der Individuenzahl andererseits nachgewiesen. Unsere Relationen zwischen dieser Struktur und H'_s sind nicht signifikant (r_{22},r_{13},r_{16}), was zum einen auf die kleine Probenahme und zum anderen auf die Ähnlichkeit der Struktur der Probeflächen zurückzuführen ist (vgl. LOVEJOY 1975, PEARSON 1975, KARR 1976). Betrachtet man z.B. jenen Auszug aus den Ergebnissen von BLONDEL et al. (1973:69), der sich nur auf gleichartige Habitate (z.B. den Wald) bezieht, so findet man dort ebensowenig gültige Relationen, wenn man sie auf eine größere Auswahl verschiedenartiger Habitate anwendet (vgl. TOMOFF 1974, FLACK 1976). Man muß zugeben, daß im Innern des gleichen Habitattyps eine sehr starke Schwankung der Werte von H'_s, N_A oder DG möglich ist. Auf der anderen Seite halten BLONDEL et al. (1973) die Relationen zwischen N_A und DG, wenngleich diese in unseren Ergebnissen hochgradig signifikant sind (Tab. 32, r_{16}, r_{22}), für variabler und folglich für weniger voraussagefähig als die zwischen der Strukturdiversität und H'_s. Tatsächlich sind die gegenseitigen Beziehungen zwischen N_A, H'_s und S in unseren wöchentlichen Erhebungen alle stark signifikant (Abb. 29, 30, 31 und Tab. 20), es handelt sich da aber wahrscheinlich nicht

Abb. 29 Beziehung zwischen Vogelabundanz (N) und Artenzahl (S)

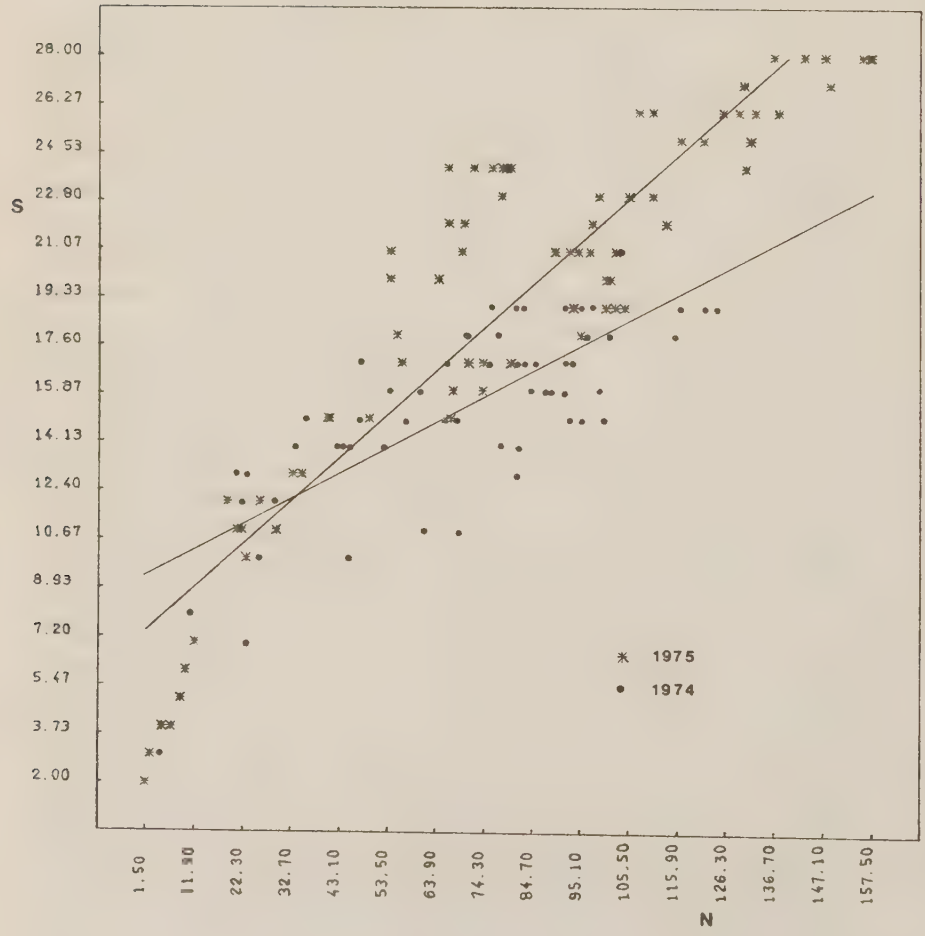


Abb. 30 Beziehung zwischen Vogelabundanz (N) und Artendiversität (H'_S)

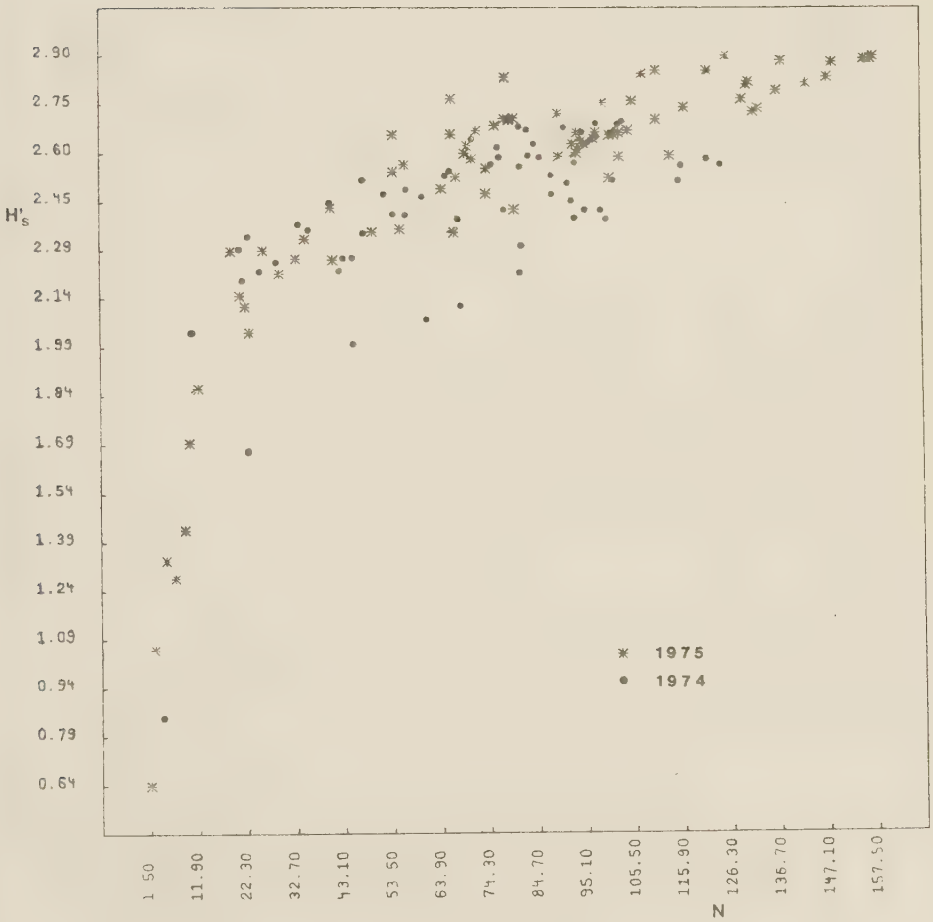
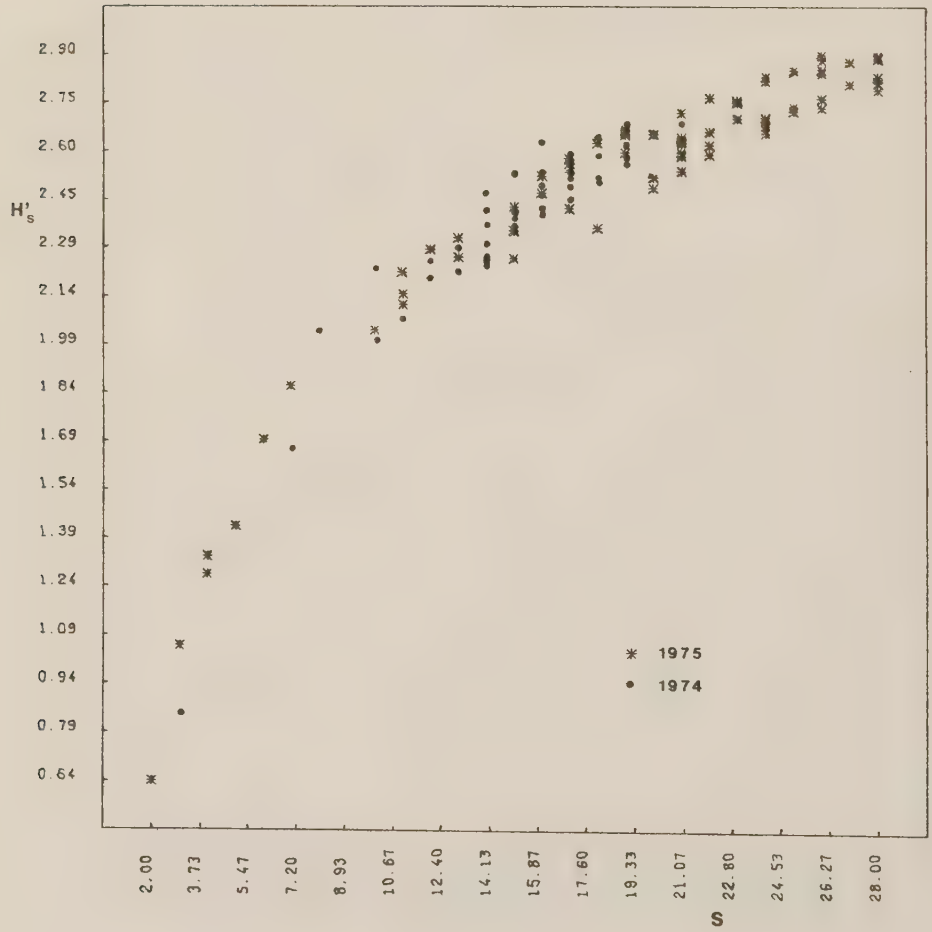


Abb. 31 Beziehung zwischen Artenzahl (S) und Artendiversität (H'_s)



um lineare, sondern um polynomiale Relationen (vgl. auch FLACK 1976, BYSTRAK & ROBBINS 1976).

6.13.

Es ist erwähnenswert, daß die Diversität der Deckungsgrade einer Schicht (H'_{St_i}) (Tab. 10,32) nicht mit N_A oder H'_s zusammenhängt. Die Ergebnisse der Berechnung von H'_{St} haben sich als weniger interessant als vermutet erwiesen, da sie mehr die Einheitlichkeit in der Verteilung der verschiedenen Deckungsgradklassen einer Schicht widerspiegeln als die Bedeutung der Vegetationsmasse. Wie oben bereits ausgeführt, reagieren die Vögel mehr auf die Vegetationsmasse, d.h. auf den Prozentsatz der gesamten Vegetationsdeckung.

6.14.

MACARTHUR & MACARTHUR (1961) haben gezeigt, daß eine Relation zwischen H'_s und der Diversität der Pflanzenarten nicht existiert. Diese Beobachtung wurde auch von anderen Autoren bestätigt und findet sich auch in r_3, weniger stark jedoch in r_5 (Tab. 32). Da der Unterschied zwischen den H'_s-Werten relativ gering ist (vgl. 4.3), ist dies möglicherweise wiederum in Zusammenhang mit der kleinen Probenahme und der gleichartigen Struktur der Flächen nur zufallsbedingt.

Nun haben aber MACARTHUR & MACARTHUR (1961) diese Relation auch an einer ganzen Reihe von Probeflächen aufgezeigt, die sich von ihrer Struktur her viel stärker voneinander unterschieden. Die positive Relation, die WINK (1974) zwischen diesen Faktoren ermittelt hat, hängt wahrscheinlich mit dem Unterschied in der Höhe, in der seine Probeflächen lagen, zusammen.

6.15.

Die negative Relation in $r_{4a,b,e}$ entspricht der, die FLACK (1976) für Gemeinschaften in Populus tremuloides-Biotopen (in Nordamerika) gefunden hat, jedoch können die Abundanzschwankungen der Vögel sehr stark sein, womit die fehlende Signifikanz zu erklären ist. Die

Struktur der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Probeflächen liefert keine sehr gute Bestätigung einer derartigen Relation. Sie läßt sich im Laufe einer ökologischen Sukzession besser verstehen. Auf einer weniger alten Probefläche wird die Anzahl der Stämme pro ha hoch sein, während gleichzeitig der Wald niedriger ist, und da N_A an die Struktur gebunden ist, ist N_A indirekt von der Anzahl der Bäume abhängig (vgl. JOHNSTON & ODUM 1956, MARTIN 1960, FERRY & FROCHOT 1970, FROCHOT 1971, DIERSCHKE 1973, SHUGART & JAMES 1973). Die Relationen in r_6, r_7 und r_8 gehen in die gleiche Richtung und folgen den Altersverhältnissen einer Vegetationsformation, können aber nicht ihre volle Bedeutung annehmen, weil nur 4 Probeflächen untersucht wurden.

FLACK (1976:20) hat ebenfalls ausführlich die Relationen zwischen N_A und H'_s in Zusammenhang mit der Dicke der Baumschicht und des mittleren Durchmessers der Bäume der Probeflächen untersucht, so daß ihre Bedeutung hier nicht mehr im einzelnen ausgeführt werden muß (vgl. r_9, r_{10} in Tab. 32).

Alle diese Analysen gehen zum einen in die gleiche Richtung wie zahlreiche Untersuchungen, die von anderen Autoren angestellt wurden, und zum anderen beweisen sie die Wirksamkeit der Methoden der Vegetationsaufnahmen (z.B. JAMES & SHUGART 1970, CYR 1975, CYR & OELKE 1976) für die quantitative Analyse der Vegetation und die Brauchbarkeit dieser Aufnahmen in dem Versuch, ihre Beziehung zur Avifauna zu erklären.

6.2 Beziehungen zwischen der Schichtung und den Vogelarten

Es wurde festgestellt, daß der Prozentsatz der Vegetationsdekkung die Abundanz der Vogelpopulationen beeinflußt (z.B. WINTERNITZ 1976). Es wurde ebenfalls dargelegt, daß die Probeflächen in gewissem Maße unterschiedlich strukturiert waren (Abb. 15, Abschn. 3.41.). Wie fügen sich nun die Arten in die Gesamtstruktur der Vegetation ein, und wie unterscheiden sie sich in ihrer Wahl eines bestimmten Habitats oder einer gegebenen Struktur ? Wir haben versucht, diese Fragestellung in zwei Abläufen zu untersuchen, und

zwar einmal anhand der Höhlenbrüterarten und zum anderen am Beispiel der Gesamtheit der Arten der Vogelgemeinschaften.

6.21. Höhlenbrüter

6.21.1 Diskriminanzanalyse

Unter der ökologischen Nische einer Art versteht man den aus ihren strukturellen, physiologischen und verhaltensbezogenen Anpassungen hervorgegangenen Platz, den die Art in einer Gemeinschaft einnimmt bzw. die Rolle, die sie darin spielt (nach PETTINGILL 1970). In Anlehnung an HUTCHINSON (1958), MACARTHUR (1965), MAGUIRE (1967), KREBS (1972:232) und WHITTAKER et al. (1973) betrachten wir die Nische als die Gesamtheit der ökologischen Merkmale oder Faktoren, die man als ein n-dimensionales Hypervolumen ansehen kann, innerhalb dessen sich eine Art entwickelt. Um den Schwierigkeiten zu begegnen, die sich in der Analyse der Nische verbergen, schlägt MACARTHUR (1968) vor, die Nischen anhand von einem oder wenigen ihrer Merkmale auf einmal zu vergleichen (vgl. auch CODY 1966b).

Durch die Betrachtung nur der Variablen der Vegetation und hiervon nur des Deckungsgrades haben wir versucht zu ermitteln, wie sich die Arten in bezug auf diesen Faktor voneinander unterscheiden. Der Vegetationsdeckungsgrad wurde in fünf Schichten an jedem besetzten Nistkasten gemessen (451 Messungen wurden durchgeführt) (vgl. 2.4) Für jede Art wurde die mittlere Deckung jeder Schicht einzeln errechnet. Es ergab sich ein Vektor der Mittelwerte, der es uns ermöglichte, die Arten in der Reihenfolge des mittleren Deckungsgrades für jede Schicht linear anzuordnen (Tab. 33). So findet sich die Tannenmeise z.B. in den Zonen der 5. Schicht, wo die Deckung am schwächsten ist, und die Blaumeise in den Zonen mit stärkerer mittlerer Deckung (für 1974, 1975 und 1976 zusammen berechnet). Will man nun die Arten nach zwei Schichten anordnen, so muß man auf 2 Achsen die Mittelwerte für diese beiden Schichten für jede Art graphisch darstellen und dann die Verteilung der erhaltenen Punkte miteinander vergleichen (EMLEN 1966, HESPENHEIDE 1971).

Bei einem Artenvergleich unter Berücksichtigung der fünf Schichten ergibt sich das Problem, wie die höhlenbrütenden Arten linear so anzuordnen und zu klassifizieren sind, daß der Deckungsgrad, der

in den fünf Schichten an den von jeder dieser Arten besetzten Nistkästen bemessen wurde, diese Arten optimal voneinander trennen kann. Das für eine solche Klassifizierung verwendete mathematische Verfahren greift auf die Diskriminanzanalyse zurück (vgl. FISHER 1936,1938, SMITH 1936, ANDERSON 1958, CODY 1968, SOKAL & ROHLF 1969, RAO 1970, HESPENHEIDE 1971, JAMES 1971, SHUGART & PATTEN 1972, CODY & WALTER 1976). Die Diskriminanzanalyse ist ein Trennverfahren, das verschiedene Merkmale (hier Deckunsgrad mehrerer Schichten) einer Art zu einem einzigen Ausdruck verschmilzt (ACKERMANN 1967). Den Berechnungen lag ein Programm zugrunde, das in der Bibliothek des Rechenzentrums der Universität des Saarlandes gespeichert ist[1].

Für jede Art i wurden N_i Stichproben entsprechend den von ihr besetzten Nistkästen entnommen. Man geht von der Annahme aus, daß jede Datengesamtheit einer Normalverteilung mit gleichen Varianzen folgt. Für jedes Artenpaar stellt man eine lineare Anordnung D_i für die Variablen X_j des Deckungsgrades der Schicht j her, so daß

$$D_i = B_{i1}X_1 + B_{i2}X_2 + B_{i3}X_3 + B_{i4}X_4 + B_{i5}X_5 \ .$$

Die B_{ij}-Werte sind Konstanten, die spezifische, sich gegenseitig ausschließende Bereiche darstellen. Man wählt diese Diskriminanzkoeffizienten (B_{ij}), um die Wahrscheinlichkeit einer falschen Eingruppierung der Arten in bezug auf die Deckungsgrade auf ein Minimum zu reduzieren. Diese Wahrscheinlichkeit verringert sich, wenn N (die Stichprobenzahl) sich vergrößert. Die erhaltene Diskriminanzfunktion ist dadurch gekennzeichnet, daß die Varianz zwischen den Stichproben größer ist als die Varianz innerhalb einer Stichprobe (ANDERSON 1958). Außerdem kann man mit Hilfe der Diskriminanzfunktion die potentielle Artenzugehörigkeit neuer Vegetationsdaten bestimmen.

Die Ergebnisse der auf dem Computer durchgeführten Berechnungen liefern die mittleren Vektoren der Vegetationsdeckung für jede Art (Tab. 33 für die über drei Jahre zusammengestellten Daten) sowie die Gleichungen der Diskriminanzfunktion für jedes Artenpaar. Zum Beispiel lautet die Gleichung zwischen Blaumeise und Tannenmeise

---

1) Rolf Strotmann hat das Zugangsprogramm (DISKRI) zu diesem Programm erstellt.

folgendermaßen:

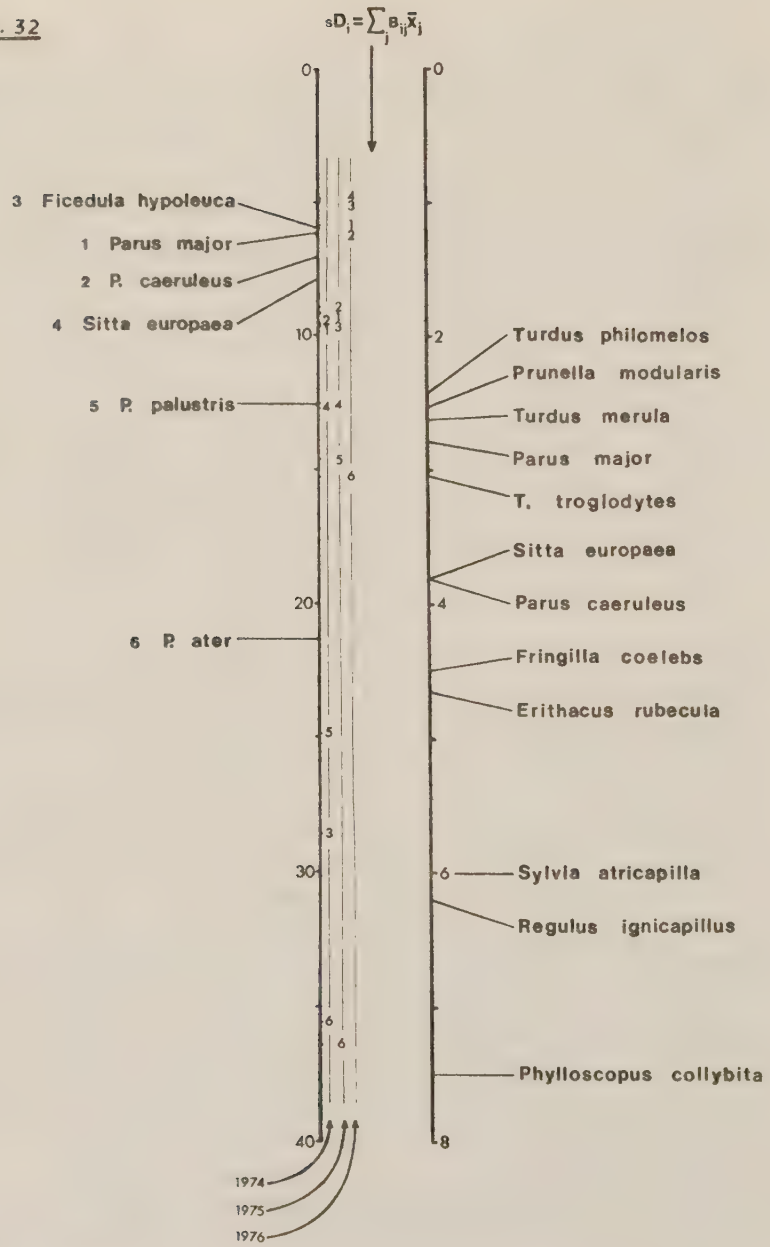
$D_i = -0,102X_1 + 0,171X_2 - 0,033X_3 - 0,018X_4 + 0,085X_5 + 0,1[illegible]$.

Multipliziert man den Vektor der Diskriminanzkoeffizienten mit den entsprechenden Werten des mittleren Artenvektors, so erhält man die D_i-Werte zwischen den Arten (Tab. 34). Das Mittel ($\overline{D}_i$) oder die Summe (sD_i) der Diskriminanzfunktionen für eine Art ermöglicht den Vergleich der Arten untereinander (vgl. z.B. JAMES 1971). Die Arten sind auf der Achse sD_i entsprechend den Unterschieden zwischen den Vegetationsdeckungsgraden an ihrem jeweiligen Nistkasten angeordnet (Abb. 32).

Es ist zu erkennen, daß die Tannenmeise innerhalb der Probeflächen Gegenden bewohnt, die ganz spezifische eigene Merkmale aufweisen und sich sehr stark von den von anderen Arten bewohnten Gegenden unterscheiden. Wo die Tannenmeise einen Nistplatz gewählt hat, weisen die Deckungsgrade mehrerer Schichten hohe oder niedrige, in jedem Fall extreme Werte auf (Tab. 33). Man findet die Tannenmeise hauptsächlich in Nadel- oder Mischwäldern (LÖHRL 1973), die diese spezifische Vegetationsbedeckung aufweisen. Ihre Möglichkeit, am Boden zu nisten, erklärt vielleicht auch den hohen Deckungsgrad der Krautschicht, der hier gemessen wurde (vgl. KRÄTZIG 1939, LACK 1971). Auf S wurde übrigens ein Nest am Boden gefunden. Da die Trennung von Sumpfmeise und Tannenmeise von den anderen höhlenbrütenden Arten aber nur auf 8 bzw. 9 Stichproben beruhte, ist die Wahrscheinlichkeit einer mangelhaften Klassifikation groß; immerhin aber deutet das Ergebnis wenigstens z.B. eine Habitatwahl an.

Die ersten vier höhlenbrütenden Arten in Tab. 33 leben in solchen Gebieten der Probefläche, in denen der mittlere Deckungsgrad ziemlich gleich ist, und hieraus erklärt sich, daß sie auf der Achse sD_i (Abb. 32) so dicht beieinander liegen. Aus Tab. 34 ist zu entnehmen, welche Arten sich am stärksten voneinander unterscheiden. Die schwächeren mittleren Deckungsgrade in den Schichten 2, 3 und 4 an den vom Kleiber besetzten Nistkästen verursachen in erster Linie die Abweichung zwischen Kleiber auf der einen Seite und Kohlmeise, Blaumeise und Trauerschnäpper auf der anderen Seite (Tab. 33). Ein lichtes Unterholz ist beim Kleiber für die Wahl eines Nistkastens wichtig.

Abb. 32


$sD_i = \sum_j B_{ij} \bar{x}_j$
0
10
20
30
40
3 Ficedula hypoleuca
1 Parus major
2 P. caeruleus
4 Sitta europaea
5 P. palustris
6 P. ater
1974
1975
1976
0
2
4
6
8
Turdus philomelos
Prunella modularis
Turdus merula
Parus major
T. troglodytes
Sitta europaea
Parus caeruleus
Fringilla coelebs
Erithacus rubecula
Sylvia atricapilla
Regulus ignicapillus
Phylloscopus collybita

Die Sumpfmeise würde ein dichteres Unterholz unter einem lichteren Laubdach als Kohlmeise, Blaumeise, Trauerschnäpper und Kleiber bevorzugen, eine Feststellung, die durch die hohe Abundanz in T bestätigt wird (Tab. 13D).

Für jedes Jahr wurde getrennt die gleiche Analyse durchgeführt. Die Ergebnisse finden sich auf der sD_i-Achse auf der linken Seite in Abb. 32. Es ist festzustellen, daß es zwischen den Arten von einem Jahr zum anderen Unterschiede in der Benutzung eines Nistkastens bei verschiedenen Deckungsgraden gibt. Die Ergebnisse bei Sumpfmeise und Tannenmeise beruhen auf zu wenigen Werten, um für ein Jahr eine signifikante Bedeutung zu haben. Bei Kohlmeise und Blaumeise liegen die Deckungsmerkmale ziemlich dicht beieinander. Wegen der Schwankungen zwischen den Jahren sind auch andere Faktoren zu berücksichtigen, will man bezüglich der Merkmale der von einer Art gewählten Nistplätze Vergleiche zwischen den Arten, den Jahren oder den Probeflächen anstellen. Es ist zu beachten, daß die mittleren Deckungsgradwerte jeder Schicht für die von einer Art auf unseren Probeflächen besetzten Nistkästen charakteristisch sind, hieraus aber nicht unbedingt eine entsprechende Besetzung in jeder dieser Schichten, die diese Merkmale aufweisen, zu erwarten ist.

6.21.2 Vergleich zwischen Kohlmeise, Blaumeise und Trauerschnäpper

Es erhebt sich die Frage, welches Bild sich beim Vergleich der Probeflächen und Jahre anhand dieser gleichen Deckungsgraddaten für die drei am reichlichsten vorhandenen Arten, Kohlmeise, Blaumeise und Trauerschnäpper, ergibt. In Tab. 35 finden sich die mittleren Deckungsgradwerte der Schicht 5 für diese Arten. Räumt man ein, daß der Grad der Vegetationsdeckung für die Vögel eine bedeutende Rolle spielen kann, so ist Schicht 5 zweifelsfrei eine der wichtigsten Schichten für eine Art, denn der Grad der Deckung dieser Schicht dürfte am ehesten die Deckungsintensität der darunterliegenden Schichten beeinflussen (vgl. Abb. 28). Da jede Probefläche eine ihr eigene Struktur hat, ergeben sich in den mittleren

Abb. 32 Lineare Anordnung der Höhlenbrüter (links) und der 12 Hauptarten (rechts) auf der Diskriminanzfunktionsachse (sD_i) nach Deckungsgrad in 5 Schichten

Werten des Deckungsgrades für jede Art Schwankungen zwischen den Schichten und den Probeflächen. Kohlmeise und Trauerschnäpper scheinen mit Ausnahme von T, wo die Struktur anders ist, einen lichteren Wald als die Blaumeise vorzuziehen. Auf Fläche T ist der Deckungsgrad in Schicht 4 am stärksten (vgl. auch Abb. 15 und Tab. 10). Die Unterschiede zwischen zwei Arten sind für das gleiche Jahr oder die gleiche Probefläche nicht signifikant; betrachtet man jedoch die drei Probeflächen mit einer ähnlichen Struktur (S,K,W; vgl. Abb. 15 und Tab. 10), so ist der Deckungsgradunterschied zwischen Kohlmeise und Blaumeise mit 99% signifikant (Tab. 35). Dies könnte durch unterschiedliche Konkurrenzerscheinungen in Probeflächen von unterschiedlicher Struktur und unterschiedlichem Alter bedingt sein! Nach LÖHRL (1976) scheint die Blaumeise im Gegensatz zur Kohlmeise eher die lichteren Zonen zu bewohnen und deshalb Nadelwälder z.B. allgemein zu meiden. Die vorangegangene Analyse wurde nur für Schicht 5 durchgeführt. Die offensichtliche Bevorzugung von lichteren Zonen könnte sich durch den schwachen Deckungsgrad der tieferen Schichten (2 und 3) in den Revieren der Blaumeise äußern (Tab. 33). In Höhe von Schicht 5 ist der Unterschied zwischen Trauerschnäpper und Blaumeise für alle Probeflächen signifikant (Tab. 35).

Aus den Werten $\bar{X}_1$ und $\bar{X}_2$ (Tab. 35) ist zu entnehmen, daß sich der Deckungsgrad an allen Nistkästen leicht von dem der Probefläche insgesamt unterscheidet. Hieraus lassen sich Rückschlüsse auf die optimalen Bedingungen der Vegetationsstruktur in der unmittelbaren Umgebung eines von einer Art gewählten Nistkastens im Verhältnis zu den auf einer Probefläche herrschenden Gesamtbedingungen ziehen. Die in Tab. 35 aufgezeigten Unterschiede könnten vielleicht dafür ausreichen, daß die Arten dadurch, daß sie Zonen mit einem für sie spezifischen Deckungsgrad auswählen, die räumliche Konkurrenz untereinander einschränken.

Es liegt auf der Hand, daß der Deckungsgrad der Vegetationsschichten nur eine der zahlreichen Komponenten ist, aus denen sich die Nische einer Art zusammensetzt. Andere Versuche und Untersuchungen haben gezeigt, auf welch andere Art und Weise die gleichen Arten sich voneinander unterscheiden. Die Kohlmeise bevorzugt Nistkästen, die tiefer hängen als die, in denen Blaumeise oder Kleiber

nisten (LÖHRL 1970). Aber immer gibt es wie auch bei dem Deckungsgrad starke Schwankungen. LACK (1971) gibt noch einige weitere Punkte als Beispiel dafür an, wie sich diese Höhlenbrüterarten voneinander unterscheiden: zum Beispiel im typischen Biotop, im Brutplatz, in der Lage ihres Nahrungsraumes, der Größe ihrer Beute usw. Wie aber auch gerade LACK (1971:26) feststellt, sind einige der Faktoren, die eine bestimmte Nische charakterisieren, gewöhnlich nur bevorzugte Faktoren, denn unter anderen Umständen würden alle diese Arten Nistplätze verwenden, die sich in der gleichen Höhe oder im gleichen Habitat befinden oder deren Öffnungen die gleiche Größe haben (vgl. HAARTMAN 1969). Andererseits betont LÖHRL (1976) die Tatsache, daß "die Besiedlung eines Habitats durch Brutpaare nicht den Schluß zuläßt, die Art sei entsprechend angepaßt". HAARTMAN (1954,1956, nach HILDEN 1965) sagt, daß die Wahl eines Reviers bei bestimmten Arten wie der Kohlmeise und dem Trauerschnäpper in erster Linie von der Möglichkeit des Findens eines Brutplatzes bestimmt wird. Aber gerade wenn die Anzahl der Nistkästen hoch genug ist, kann man annehmen, daß selbst diese Arten dann diejenigen Plätze wählen, die sich im günstigsten Habitat befinden.

Aufgrund aller Faktoren, die die Wahl eines Habitats beeinflussen, darunter wahrscheinlich auch der Grad der Vegetationsdeckung einer Probefläche, scheinen sich die Höhlenbrüter gegenseitig aus ihrer spezifischen Nische auszuschließen.

6.21.3 Verhältnis zwischen Vegetationsdeckung und dem Brüten der Kohlmeise auf K

Ein weiterer interessanter Aspekt in Zusammenhang mit der Verteilung der Arten in Verbindung mit der Zeit ergibt sich aus dem Vergleich des Habitats, das eine Art für die erste Brutperiode wählt, mit dem für die zweite. Die Kohlmeise hat sich als einzige Art für diese Analyse geeignet; die Untersuchung beschränkte sich auf K (vgl. Abb. 9a, Abschn. 3.4). Die Abb. 16 und 26 informieren über die verschiedenen Zeitpunkte des Legebeginns. Angesichts der Tatsache, daß es im Jahre 1975 keine zwei voneinander getrennte Bruten gab, wurden die Daten unter dem Aspekt vonein-

ander abgesetzt, ob sie vor oder nach dem ersten Mai lagen. Die Verteilung der in diesen beiden Brutperioden verwendeten Nistkästen ist aus Abb. 24b (Abschn. 5.1) ersichtlich. Die an zwei Stationen dieser Probefläche gemessenen Temperaturen waren auf der Nordseite um 2°C niedriger; die Verdunstung war dort wesentlich geringer (vgl. Abb. 13, Abschn. 3.2). Die Schwankungen in der Helligkeit zwischen Nord- und Südseite sowie auf der Kuppe der Probefläche sind in Abb. 14f (Abschn. 3.3) dargestellt.

Analysiert man die Karten der Abb. 24b im Vergleich zu denen der Abb. 9a für Fläche K, so stellt man fest, daß die Kohlmeise für ihre Brut in der ersten Brutperiode eher die kälteren und dunkleren Gebiete der Probefläche wählt, während sie für die Brut in der zweiten Brutperiode die wärmeren und helleren vorzieht. In der ersten Brutperiode waren die Blätter von Stiel-Eiche und Hainbuche, der beiden auf der Nordseite dominierenden Arten (geringere Helligkeit), vollkommen entwickelt, die der Robinie, die auf der Südseite dominiert (stärkere Helligkeit), waren nur für die zweite Brutperiode rechtzeitig entwickelt (vgl. Abb. 14f; auch GRIME 1966).

Das Mikroklima scheint zwar auf die Vegetation einen sehr viel direkteren Einfluß als auf die Vögel zu haben, die Vögel nehmen aber doch für die Regulierung ihrer Bruten diese gesamte Information auf, um unter den günstigsten Bedingungen eine Höchstzahl von Jungen großzuziehen (LACK 1966). KLUYVER (1963) u.a. haben gezeigt, daß es eine sehr starke Schwankung in der Anzahl der Bruten pro Jahr geben kann. Tatsächlich gab es 1975 mehr Höhlenbrüter als 1974. Außerdem haben die kälteren Witterungsverhältnisse eine echte Zweitbrut im Jahre 1975 dadurch verhindert, daß der Zeitpunkt der Eiablage zu Beginn der Saison verzögert wurde; die Individuen, die normalerweise später gebrütet hätten, haben tatsächlich nun vielleicht fast zur gleichen Zeit wie die anderen gebrütet. Im Hinblick auf die zahlreichen Gründe, die für Schwankungen in den Abundanzen und der Verteilung der Individuen einer Art auftreten können, könnte also die Wahl von Gebieten mit unterschiedlichem Deckungsgrad entsprechend der Verteilung der Bruten auf die Saison nichts anderes als zufallsbedingt sein.

Für die drei untersuchten Jahre wurde errechnet, wie hoch der mittlere Deckungsgrad der Schichten an den Kohlmeisennistkästen

war, die jeweils in der ersten und der zweiten Brutperiode benutzt wurden (Tab. 36). Es ergab sich keinerlei statistischer Unterschied, der besagt hätte, daß in der einen Brutperiode im Gegensatz zur anderen einem ganz bestimmten Deckungsgrad der Vorzug gegeben worden wäre, abgesehen von Schicht 3 (für Schicht 5, $P < 0{,}106$). Diese Ergebnisse widersprechen aber nicht der vorher gewonnenen Erkenntnis, weil hier in der Analyse die Position der Nistkästen in der Probefläche nicht berücksichtigt wurde. Hinzu kommt, daß die Stichprobe von nur drei Jahren nicht ausreicht, um ein höheres Signifikanzniveau zu erreichen. Trotzdem könnten die Schichten 3 und 5 die wichtigsten sein, und es zeichnet sich bei der Kohlmeise die klare Tendenz ab, im zweiten Abschnitt der Brutsaison die lichteren Zonen des südlichen Teils der Probefläche zu besetzen.

6.22. Gesamtheit der Vogelgemeinschaften

Bei vielen Arten ist die Abundanz zu gering, als daß man eine gute Auswahl hätte, um die für jede Art spezifische Vegetationsstruktur zu analysieren. Die Analyse wurde auf die in der Gesamtheit der Probeflächen dominanten und subdominanten 12 Arten begrenzt (vgl. Abb. 18, Abschn. 4.2). Der Trauerschnäpper wurde deshalb aus der Untersuchung ausgeschlossen, weil seine Reviere zu klein sind und die Anzahl der ausgesuchten Meßpunkte, die in Reviere dieser Art fallen, zu niedrig war.

Wie vorher bezog sich die Analyse auf die Deckungsgrade der Vegetation pro Schicht, die die Struktur des Habitats in den Revieren der Vogelarten kennzeichnen können. Es war nicht möglich, die Größe der Reviere zu benutzen, um den Anteil der einzelnen Deckungsgradklassen zu untersuchen, weil mit Hilfe der Revierkartierungsmethode eine ausreichend genaue Bemessung der Reviergrößen nicht möglich ist (ALSOP 1970, CYR 1974, BEST 1975). Darüber hinaus ergeben sich aus den Schwankungen der Reviergrenzen in der Zeit zusätzliche Schwierigkeiten (Abb. 23, Abschn. 4.5).

Wenn die Auswahl der Meßstellen dem Zufall überlassen bleibt, können die Irrtümer vermieden werden, die durch die Schätzung des Standortes eines Individuums nach einer einzigen genauen Aktivität wie z.B. der Benutzung von Singplätzen entstehen würden (vgl. PIE-

LOWSKI 1961a,b, JABLONSKI 1967, PARNELL 1969, JAMES 1971). In diesem Falle entspräche die analysierte Vegetation der in der unmittelbaren Umgebung der für diese Lautäußerungen benutzten Aufsitzmöglichkeiten. Es wurde nachgewiesen, daß die Vögel oft Singplätze benutzen, die sich in anderen Gebieten als ihrem Nahrungsraum befinden (LACK & VENABLES 1939, PIELOWSKI 1961a, JABLONSKI 1967). Der Habitat in der unmittelbaren Umgebung dieser Stellen ist im übrigen häufig anders als der in der unmittelbaren Umgebung des Nestes.

Die Auswahl der Stellen für die Messung der Vegetation (s.o.) wurde also nach Zufall und nicht in Abhängigkeit von dem Standort der Individuen getroffen (vgl. JAMES 1971). Die Stellen entsprachen denen, die für die quantitativen Vegetationsaufnahmen benutzt wurden (vgl. Abb. 3 bis 6, Abschn. 2.11.1.). Wenn eine solche Untersuchungsstelle in ein abgegrenztes Revier fiel, wurden die Daten über den Deckungsgrad der Vegetation an dieser Stelle der entsprechenden Art zugeordnet. Die Gesamtheit der einer Art somit zugeordneten Deckungsgraddaten wurde dann unter dem Gesichtspunkt analysiert, daß sich mit ihr die Vegetationsmerkmale in den Reviere dieser Art definieren lassen.

Insgesamt wurden 340 Messungen des Deckungsgrades der Vegetation in den Revieren der Arten der Diskriminanzanalyse unterzogen (vgl. 6.21.1.). In Tab. 37 sind für die beiden Jahre, in denen die Zählungen durchgeführt wurden, die mittleren Vektoren der Vegetationsdeckung jeder der fünf Schichten in den Revieren der untersuchten Arten angegeben. Die Ergebnisse der Analyse sind in Tab. 38 dargestellt, und die Arten sind in Abb. 32 (Abschn. 6.21.1) auf der Achse sD_i angeordnet. Es fällt auf, daß eine Datengesamtheit eine eigene lineare Anordnung aufweist, und daß die Anordnung der Höhlenbrüter auf der sD_i-Achse nicht mit der vergleichbar ist, die sich für die 12 in der vorliegenden Untersuchung berücksichtigten Arten ergab.

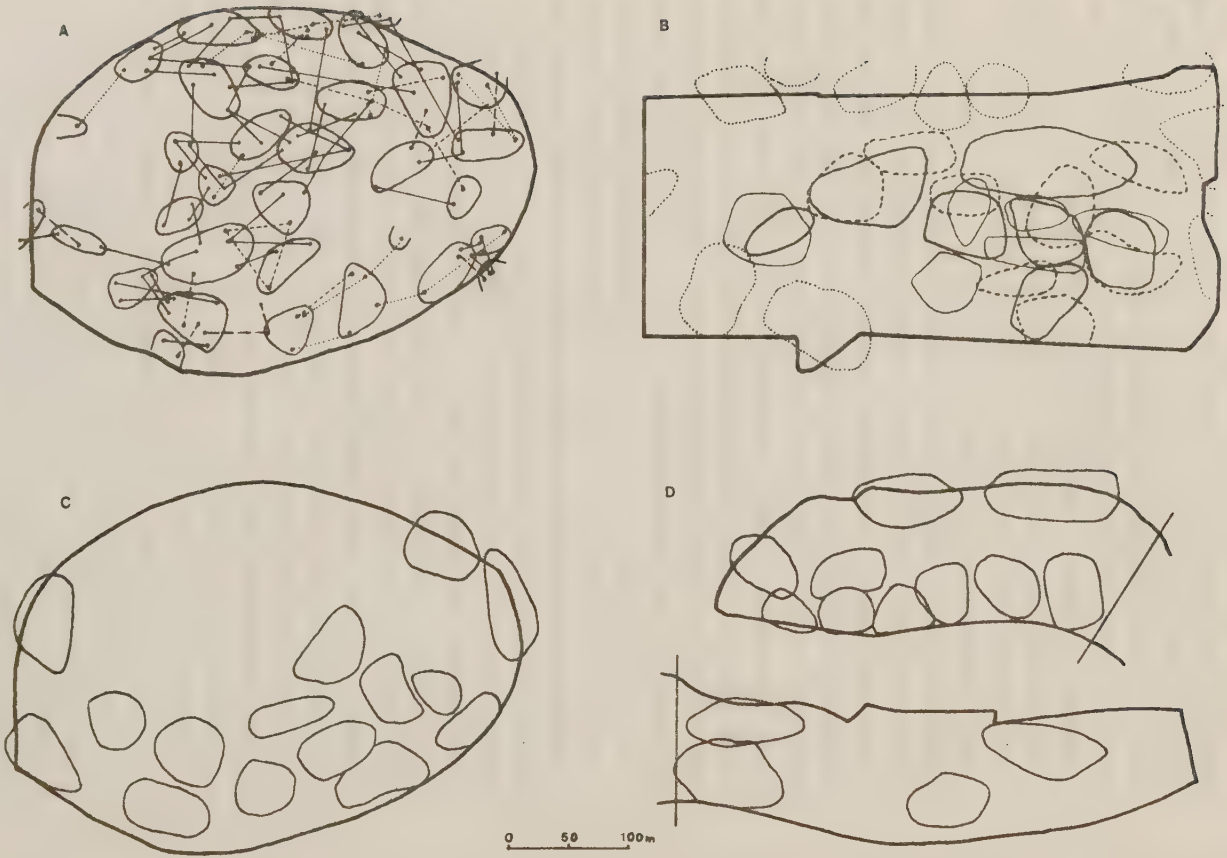
Die Klassifizierung der Arten ist so, daß sich die Merkmale der Vegetationsdeckung in den Revieren einer Art dann am wenigsten von denen der anderen Arten unterscheiden, wenn sD_i niedrig ist. Die fünf ersten Arten auf der Achse (Abb. 32) haben eindeutig Merkmale insofern gemeinsam, als sie auf unseren Probeflächen alle mehr oder weniger Zonen aufsuchen, in denen die Schichten einen vergleichbaren Deckungsgrad haben. Sie dürften alle weniger spezifische Ansprüche

als die anderen haben, und die Gleichmäßigkeit der Verteilung ihrer Reviere beweist auch ihre Euryökie (z.B. Abb. 33a und 23l(vgl. LACK & VENABLES 1939, LACK 1953:196, JABLONSKI 1967). Trotzdem können sie durch andere Faktoren ökologischer Art getrennt sein, die mit ihrem Nistplatz, ihrer Nahrung oder auch ihrer Brutphänologie zusammenhängen (vgl. HAARTMAN 1969,1971, LACK 1971).

Am anderen Ende der sD_i-Achse besetzen Mönchsgrasmücke, Sommergoldhähnchen und Zilpzalp je einen durch bestimmte Merkmale gut abgegrenzten Habitatteil (vgl. Abb. 23a,b und 33b,c,d). Für Mönchsgrasmücke und Zilpzalp sind die Habitatmerkmale übrigens stärker auf K und W und für das Sommergoldhähnchen stärker auf S ausgeprägt; in diesen Probeflächen erreichen diese Arten jeweils ihre stärkste Abundanz (Tab. 13). Die vom Zilpzalp gewählten Reviere unterscheiden sich im Hinblick auf den Deckungsgrad am stärksten von denen der anderen Arten (Abb. 9 und 23). Eine Schicht 5 mit schwachem Deckungsgrad in Verbindung mit einem dichten Unterholz (Schicht 3) dürfte den Vegetationsmerkmalen in den Revieren dieser Art entsprechen. Für die Mönchsgrasmücke scheint die Schicht 2 darüber hinaus dicht sein zu müssen, denn hier baut die Art gewöhnlich ihr Nest (HAARTMAN 1969). Diese Ansprüche bedeuten nicht, daß alle anderen Arten aus diesen Zonen ausgeschlossen wären, sondern vielmehr, daß die beiden Arten Mönchsgrasmücke und Zilpzalp aufgrund ihrer jeweiligen ökologischen Nische anderswo keine günstigen Nistbedingungen zu finden scheinen. In Tab. 39 sind die Arten der Tab. 37 für die beiden Jahre gleichzeitig nach einem wachsenden Deckungsgrad für jede Schicht noch einmal angeordnet. Die an den beiden äußeren Enden der Tabelle umrandeten Arten entsprechen denen, deren mittlere Werte von einem Jahr zum anderen wenig schwankten, was auf die Konstanz dieser Merkmale hinweisen dürfte.

Das Sommergoldhähnchen bewohnt vor allem die Zonen von Mischwäldern mit Nadel- und Laubbäumen (Abb. 33b)(LACK 1971:305, THALER 1976). Die Merkmale der Schichten 2 und 3, die in den von den Revieren des Sommergoldhähnchens eingenommenen Koniferenzonen gelichtet waren, entsprechen vielleicht nicht unbedingt den Bedürfnissen dieser Art, denn sie scheint sich vorzugsweise oberhalb dieser Schichten aufzuhalten. Auch wenn das Vorhandensein von Koniferen für das Nisten des Sommergoldhähnchens notwendig zu sein scheint, kann man die Art

Abb. 33



auch da antreffen, wo Koniferen wenig vorkommen (PALMGREN 1936, THALER 1976).

Aus der Tatsache, daß Rotkehlchen und Buchfink auf der sD_i-Achse (Abb. 32) nahe beieinander liegen, kann man nicht unbedingt schließen, daß sich diese beiden Arten in ihren Ansprüchen ähneln, selbst wenn man beide sowohl in Nadel- als auch in Mischwäldern antreffen kann (LACK 1971:327). Die eine Art brütet am Boden, die andere in den mehr oder weniger hohen Schichten des Laubwerks (HAARTMAN 1969). Zwar deutet ihre Lage auf der Achse (Abb. 32) eine gewisse Besonderheit ihrer Habitate im Vergleich zu den anderen Arten an, doch sind diese Merkmale aus den Abb. 9a,b und 23b,d nicht zu ersehen. Besser verdeutlicht Tab. 39 ihre jeweilige Position: der Buchfink ist die einzige Art, dessen Reviere sich in Zonen befinden, in denen alle Schichten im Verhältnis zu den Mittelwerten bei den anderen Arten einen ziemlich hohen Deckungsgrad haben (vgl. WITT 1976). Im Jahre 1975 erreichte der Deckungsgrad der Vegetation von Schicht 4 in den Revieren des Buchfinks den höchsten Wert (Tab.37). Hingegen genügt die Struktur von T diesen Ansprüchen nicht, und hieraus erklärt sich die niedrige Abundanz des Buchfinks in dieser Fläche (Tab. 13D).

Was das Rotkehlchen betrifft, so entsprechen die lichteren Zonen in der Krautschicht (Schicht 1) den spezifischen Erwartungen dieser Art in der Streuschicht und an den von ihr besuchten Nahrungsstellen (Tab. 39)(JABLONSKI 1967, WITT 1976, u.a.). Es ist für diese Art ebenfalls signifikant, daß das Unterholz in ihren Revieren licht sein muß (Tab. 39), und dies entspricht auch, allerdings sekundär, einer dichten Schicht 4 und 5 (vgl. Abb. 28). Vom Deckungsgrad der Vegetation her in den Revieren von Rotkehlchen und Sommergoldhähnchen sind die Habitate beider Arten miteinander vergleichbar, jedoch sind sie auch in gewisser Weise Komplementärräume insofern, als die eine Art die niedere und die andere die

---

Abb. 33 Verteilung der Reviere einiger Arten (vgl. mit Abb. 9)
A. Amsel auf K, 1974, mit gleichzeitig singenden Männchen im April (...), Mai (– –), Juni (——) und Juli (---) beobachtet.
B. Zilpzalp auf S, 1974 (...), Sommergoldhähnchen (---), Wintergoldhähnchen (1974: ——; 1975: — —).
C. Mönchsgrasmücke auf K, 1974, D. Mönchsgrasmücke auf W, 1975.

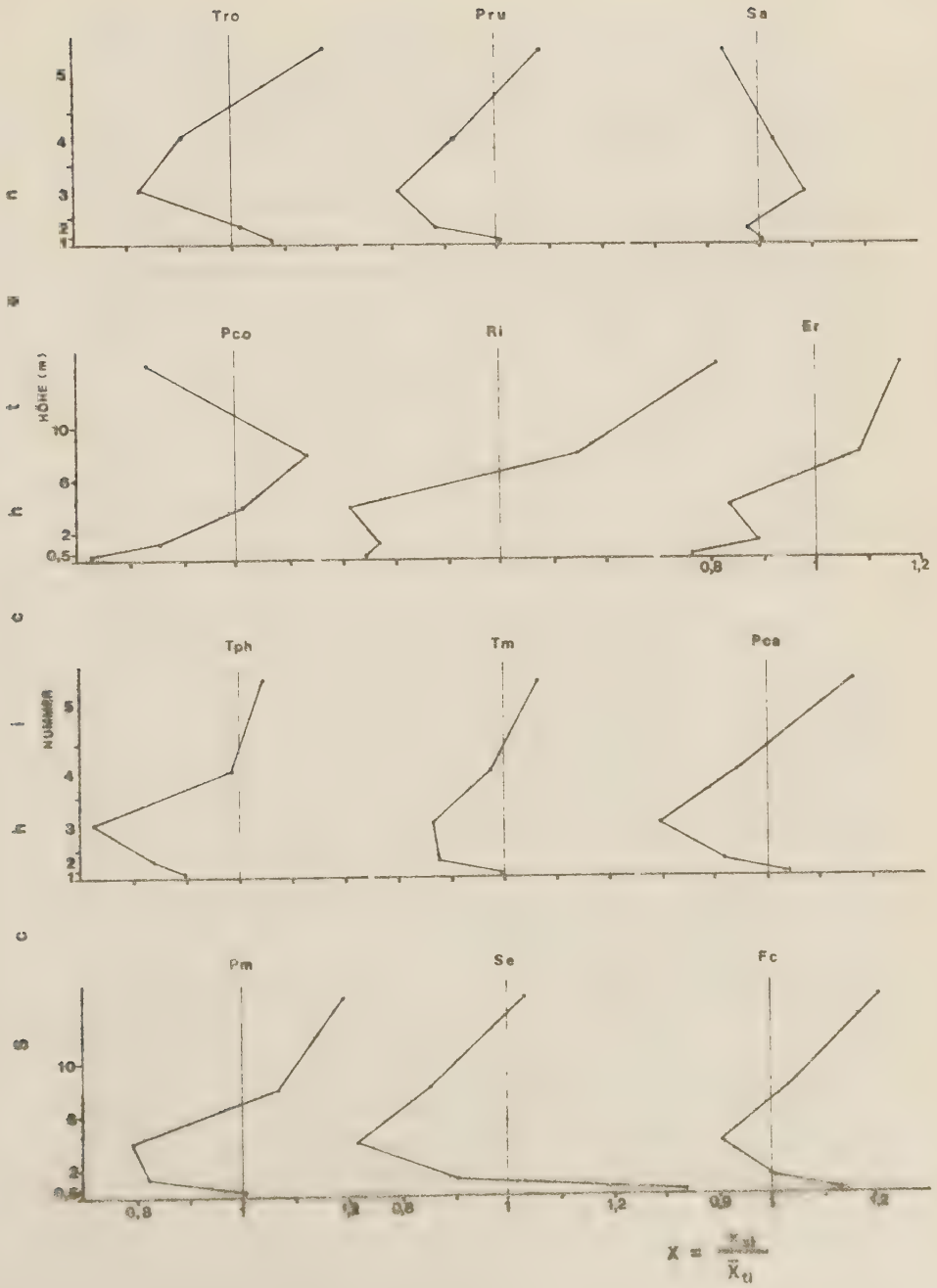
hohe Vegetation benutzt.

Anhand der Daten wie der in Tab. 37 gegebenen, jedoch bezogen auf die Gesamtheit der Daten der beiden Jahre 1974 und 1975, kann man ein Profil der in den Revieren jeder Art vorhandenen Vegetation zeichnen, um die Unterschiede besser herauszustellen (Abb. 34). Für jede Schicht wurden die mittleren Vegetationsdeckunswerte einer Art (x_{si}) durch die für die Gesamtheit der vier Probeflächen berechneten mittleren Vegetationsdeckungswerte ($\overline{X}_{ti}$) dividiert (Abb. 15). Auf diese Art und Weise kann man die Werte einer Schicht mit denen einer anderen vergleichen sowie die Abweichung eines Wertes für eine Art vom Mittelwert der Vegetation aller Probeflächen (Gerade X = 1) verdeutlichen. Je geringer die Abweichung von dieser Geraden ist, umsomehr müssen die Probeflächen die von einer Art erwarteten Bedingungen aufweisen. Kennt man die Schichten, die eine Art am häufigsten als Nistplatz, für die Nahrungssuche oder für den Nestbau besetzt, so verdeutlicht diese Darstellung die Konfiguration der Schichten, die für eine Art am wichtigsten sind, gewisse Schlüsse über einige von ihnen zu (vgl. oben)(vgl. LACK & VENABLES 1939, PIELOWSKI 1961a,b, JABLONSKI 1967, u.a.).

Außerdem haben wir versucht, die Abundanz einer Art in einer Probefläche und den Ähnlichkeitsgrad zwischen der Vegetation der Probefläche und der der Reviere dieser Art in Zusammenhang zueinander zu stellen (vgl. Tab. 37 und 10). Die Relation, die theoretisch erwartet werden könnte, bestätigt sich im Falle von Zaunkönig, Trauerschnäpper, Amsel und Buchfink: je höher der Ähnlichkeitsgrad, desto stärker die Abundanz. Allerdings bestätigt sich aus verschiedenen Gründen diese Relation für die Mehrzahl der anderen Arten nicht, denn viele der untersuchten Arten sind mehr euryök als stenök, und daher ist diese Relation bei Arten, die viele verschiedene Biotope bewohnen können, schwerer zu prüfen. Zum anderen haben zahlreiche Arten wegen der Urbanisierung ihr Habitat gewechselt, und die heterogenen Probeflächen bieten sich auch nicht für eine genauere Untersuchung an (vgl. LACK 1953, TENOVUO 1967, HAARTMAN 1969, BATTEN

Abb. 34 Vegetationsprofil in den Revieren der 12 Hauptarten (vgl. Tab. 4)

Abb. 34


Tro
Pru
Sa
Pco
Ri
Er
Tph
Tm
Pca
Pm
Se
Fc
HÖHE (m)
NUMMER
0,8
1
1,2
$X = \frac{x_{ij}}{\bar{X}_{ij}}$

1972).

Schließlich könnte es sehr leicht möglich sein, daß eine Art ihr Optimalhabitat in einer Probefläche gar nicht findet und dann eben nur die Gebiete bewohnt, die ihren eigentlichen Ansprüchen am nächsten kommen, mit anderen Worten, die vier Probeflächen sind vielleicht für die eine oder andere Art nur Sekundärhabitate (vgl. LACK 1971). Tatsächlich handelt es sich ja in allen vier Fällen um Probeflächen, deren Vegetationszusammensetzung durch den Menschen verändert wurde, wenn auch zahlreiche Pflanzenarten dort natürlich vorkommen (vgl. Abschn. 3.4).

7. Diskussion

7.1 Brut und zeitliche Änderung der Abundanz

Zur Durchführung der Vogelbestandsaufnahmen benutzten wir die Revierkartierung, eine Methode, die schon von zahlreichen Autoren kritisch diskutiert wurde (z.B. ENEMAR 1959, WILLIAMSON 1964, BLONDEL 1969, BERTHOLD 1976). Das letzliche Problem liegt in der Interpretation der Artenkarten, die alle Beobachtungen aus der Brutsaison enthalten (vgl. 2.11.4; auch WILLIAMSON et al. 1968). Schon PALMGREN (1933) hat in der Diskussion über diese Methode der Bestandsaufnahme die Frage aufgeworfen, wieviele Aufnahmen notwendig sind, um ein möglichst vollständiges Bild von einer Vogelpopulation zu bekommen. KENDEIGH (1944) spricht von 7 über die gesamte Brutsaison verteilten Aufnahmen, PETERS (1963), KIRCHHOF (1972, nach BERTHOLD 1976) und SCHOLZ (1972) jedoch behaupten, daß die Brutsaison für 7 Kontrollen zu lang sei. Jedoch führt eine Erhöhung der Anzahl der Bestandsaufnahmen auch zu einer Steigerung der Verwirrung in der Analyse, wie KIRCHHOF (1972) und SNOW (1965) unterstreichen.

BERTHOLD (mündl.) meint, daß, wenn die Methode der Revierkartierung Gültigkeit besäße, sie immer die gleichen Ergebnisse erbringen müsse, auch wenn man die Anzahl der Aufnahmen erhöht. Dem kann aber nicht so sein, denn eine Vogelgemeinschaft ist nicht eine statische, sondern vielmehr eine dynamische Einheit, deren Zusammensetzung sich mit der Zeit verändert. Jedes Revier im Sinne des von NICE (1941) angesprochenen verteidigten Raumes entwickelt sich auch mit fortschreitender Fortpflanzungszeit fort (ODUM & KUENZLER 1955, SNOW 1965, DHONDT & HUBLÉ 1968, HERMAN 1971). Man muß also zugeben, daß die Autoren, sei es in ihrer Kritik (BERTHOLD 1976, u.a.), sei es in ihrer Anwendung der Methode (ENEMAR 1959, WILLIAMSON et al. 1968 u.a.), den Faktor Zeit, der dem Gedanken der Dynamik zugrundeliegt, nicht ausreichend berücksichtigen.

Eben um dieses Problem ein wenig mehr im Detail analysieren zu können, griffen wir nach einer Methode, die es uns ermöglichte, die Ergebnisse der Untersuchung der Abundanz praktisch der Gesamtheit der gezählten Arten in wöchentlichen Werten auszudrücken (s. 2.11.4

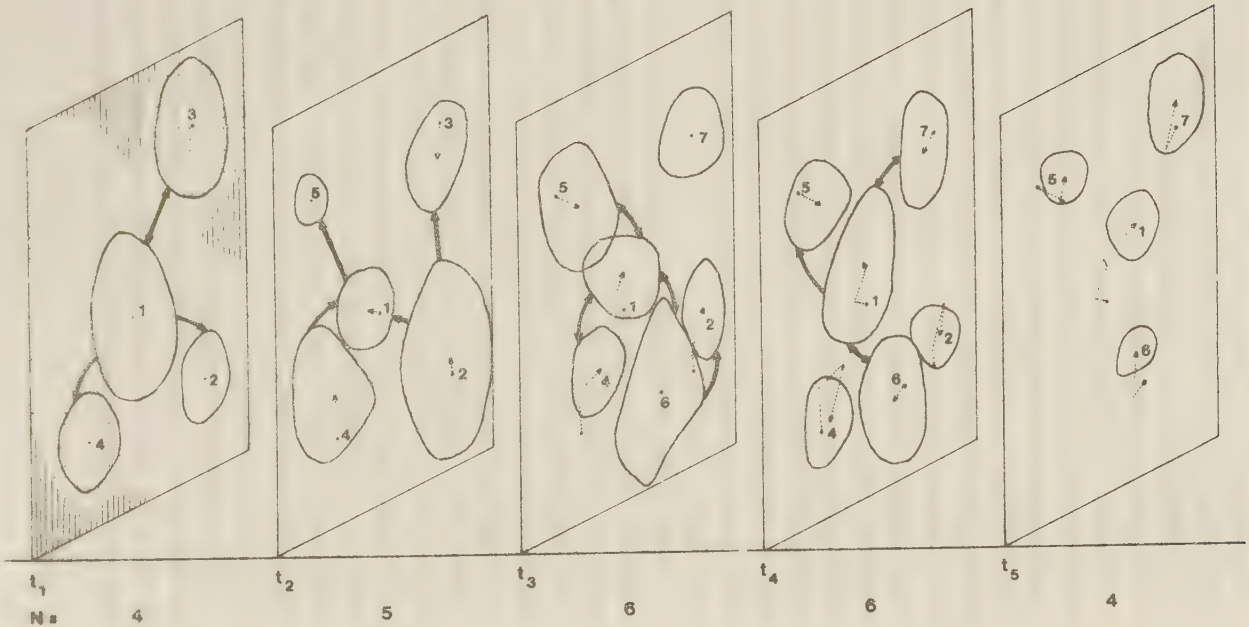
und CYRb). Die auf diese Art und Weise gewonnenen Ergebnisse (vgl. 4.13.) ermöglichten es, zwischen der durch Zusammenlegung aller während einer Saison einzeln betrachteten und abgegrenzten Reviere erhaltenen Gesamtabundanz auf der einen Seite und der wöchentlichen Maximalabundanz auf der anderen Seite zu differenzieren.

Letztere dürfte eher die Belastbarkeit eines Biotops in einem gegebenen Zeitraum widerspiegeln, ohne daß man Überlappungen annimmt (vgl. Tab. 5).

Zur Illustration der Diskussion wird das theoretische Schema der Abb. 35 herangezogen. Auf der t_i-Achse sind die Grenzen der Reviere der Individuen einer Art x auf einer Probefläche dargestellt, die sich aus drei beliebigen Strukturelementen zusammensetzt. Die Art, die in diesem Raum ankommt, reagiert auf das Habitat wahrscheinlich nach einem physiognomischen Reiz (vgl. LACK 1933, SVÄRDSON 1949, MACARTHUR 1964, HILDEN 1965, CYR 1975, CODY 1977, u.a.). Sie bleibt also aus den in Abb. 35 schraffierten Zonen ausgeschlossen, entweder, weil sie morphologisch und physiologisch nicht adaptiert ist, um in diesen Zonen zu leben, oder weil sie aus Konkurrenzgründen ausgeschlossen ist (vgl. BLONDEL 1971, CODY 1974, MCLAY 1974) oder die Zonen aus anderen ökologischen Gründen für sie unzugänglich sind. Ihre Verteilung ist also nicht dem Zufall überlassen, sondern wird vielmehr von mehreren Faktoren bestimmt (LACK 1933,1937b), und die Mehrzahl der Arten wäre somit in Quasi-Kolonien (Halbkolonien) um die günstigsten Habitate herum gruppiert (SVÄRDSON 1949, SHUGART & PATTEN 1972).

Insgesamt sind 7 Individuen (I) in Abb. 35 dargestellt, jedoch wird für einen beliebigen Zeitpunkt t_i nur ein Maximum von 6 I erfaßt. In dieser Abbildung geht man von der Annahme aus, daß die Fortpflanzungsperiode in einem Biotop mit gemäßigtem Klima und bei günstigen Bedingungen in t_1 bereits begonnen hat. I_1 und I_3 beenden eine erste Brut gegen t_2, jedoch vor t_3. I_1 brütet erneut in der Probefläche ab t_3, und I_3 wird von I_7 ersetzt, was durch die Kartierung der Reviere nicht aufgedeckt würde. Man setzt die Asynchronie der Brutabläufe und der Verteilung der Reviere in der Zeit voraus, Tatsachen, die die Abundanz der Gemeinschaft beeinflussen (vgl. CYR 1976b, WINTERNITZ 1976). Die verschiedenen Reviere ermög-

Abb. 35 Modell für die Problematik der zeitlichen Änderung der Reviergrenzen einer Art auf t-Achse. N = Abundanz. Reviere sind von 1 bis 7 numeriert. Änderungen der Reviergentren sind mit punktierten Pfeilen und Dominanz mit dicken Pfeilen aufgetragen. (s. Text)



lichen die folgende kurze Darstellung bestimmter Mechanismen, die in der Erhaltung der Abundanzen oder im Gleichgewicht einer Population ablaufen.

1) Nach ODUM & KUENZLER (1955) ist das Revier zunächst sehr groß und verringert sich dann flächenmäßig mit der Entwicklung der Brut. Jedoch erreichen im Gegensatz dazu die von HERMAN (1971) abgegrenzten Reviere des Waldlaubsängers ihre Maximalgröße nicht zu Beginn der Fortpflanzungszeit. Man könnte folglich annehmen, daß sich für eine gegebene Art das Revier so entwickelt wie das von I_2 oder I_4.

2) DHONDT & HUBLÉ (1968) und DHONDT (1971) haben festgestellt, daß die Reviergröße je nach Alter der Individuen schwankt, wobei die jüngeren Tiere nicht so große Reviere wie die älteren verteidigen können und andererseits die zu alten Individuen oft von den jüngeren aus ihrem Revier verjagt werden (vgl. BREWER & HARRISON 1975). Auf der anderen Seite haben KLUYVER (1951), LACK (1966) und WINKEL (1975) gezeigt, daß sich das Alter der Individuen auch auf den Legebeginn sowie die Anzahl der gelegten Eier auswirkt. Man kann dementsprechend annehmen, daß I_4 und I_5 jüngere Individuen sind als I_1 oder I_2.

3) Die älteren Individuen einer Zugvogelpopulation zum Beispiel dürften eher in ihr Brutareal zurückkehren und können daher als erste die günstigsten Habitate besetzen, während die jüngere Tiere in Sekundärhabitate verdrängt werden (vgl. GIBB 1956, LACK 1966, DHONDT 1971, HAARTMAN 1972). Die Reviere von I_3, I_4, I_5 und/oder I_7 können als Randreviere und deshalb kleinere Reviere angesehen werden, die jüngeren oder später zurückkehrenden Individuen angehören, oder schließlich auch solchen, die fremd (allochthon) in der Probefläche sind, im Gegensatz zu jenen, die bereits im Vorjahr in dieser Probefläche gebrütet haben (die also autochthon sind) und dementsprechend die besseren Reviere bewohnen (DHONDT 1971). Die größeren Reviere dürften in einem optimalen Habitat liegen (z.B. I_1, I_2 und I_6).

4) Den Wechsel von I_3 zu I_7 kann man entweder darauf zurückführen, daß I_3 starb oder aber sein Revier verließ, weil es von einem jüngeren oder aggressiveren Individuum daraus verjagt wurde; schließlich könnte es auch von einem günstigeren Habitat, das außer-

halb der Probefläche frei geworden ist, angezogen worden sein. Hier kommen die von LACK (1966) beschriebenen Beobachtungen über die Sterblichkeit und den Wechsel von Revierinhabern in die Überlegungen hinein; I_7 war möglicherweise bereits zu Beginn der Saison in der Probefläche anwesend, gehörte aber vielleicht zunächst nur zur nichtbrütenden Populationsreserve (vgl. KENDEIGH 1944, ENEMAR 1959, BROWN 1969, HAARTMAN 1972).

5) LACK (1966), DHONDT & HUBLÉ (1968), DHONDT (1971) und HERMAN (1971) haben gezeigt, daß sich Lage und Grenzen eines Reviers in der Zeit verändern können, was mit der Asynchronie im Brüten der Individuen zusammenhängt (s. Abschn. 4.5; auch LACK 1950, MACARTHUR 1964, WINTERNITZ 1976). Abb. 35 stellt die Verschiebung des Revierzentrums in Abhängigkeit von t_i dar, die sich auf die mit der Kartierungsmethode zusammengetragenen Ergebnisse auswirkt. Zu keiner Zeit t_i sind sämtliche Individuen, die während der Brutsaison brüten, zusammen anwesend. Die beobachtete Gesamtdichte könnte dementsprechend im Verhältnis zu der während einer beliebigen Zeit t_i erreichten Dichte genähert und wahrscheinlich überschätzt sein. Dies trifft freilich nicht auf einen tropischen Biotop zu, wo sich die Brutperiode von Anfang an auf 12 Monate erstreckt (vgl. MACARTHUR 1964, RICKLEFS 1966).

6) Mögliche Interaktionen zwischen verschiedenen Individuen wurden mit Pfeilen zwischen den einzelnen Revieren dargestellt. Es ist bekannt, daß in einer Population bestimmte Individuen über andere der gleichen Art dominieren (z.B. LACK 1954, BLONDEL 1971) und daß diese hierarchische Anordnung nicht unbedingt einem pyramidalen Typus entspricht (s. KREBS 1972). Ebenso kann sie sich auch in der Zeit verändern insofern, als ein Individuum je nach dem Entwicklungsstand seines Brutzyklus an Aggressivität verliert.

An diesem Beispiel ist also festzustellen, daß es in einer Population sehr viele Schwankungensfaktoren geben kann, die sich auf die Verteilung der Individuen in ihrem Revier auswirken können. Darüber hinaus kann sich von einer Art zur anderen das gleiche Phänomen auf sehr unterschiedliche Art und Weise manifestieren. Zum Beispiel vergrößert sich das Revier des Waldlaubsängers vom Zeitpunkt seiner Paarung an, während es bei dem Buchfink umgekehrt ist (vgl. HERMAN 1971).

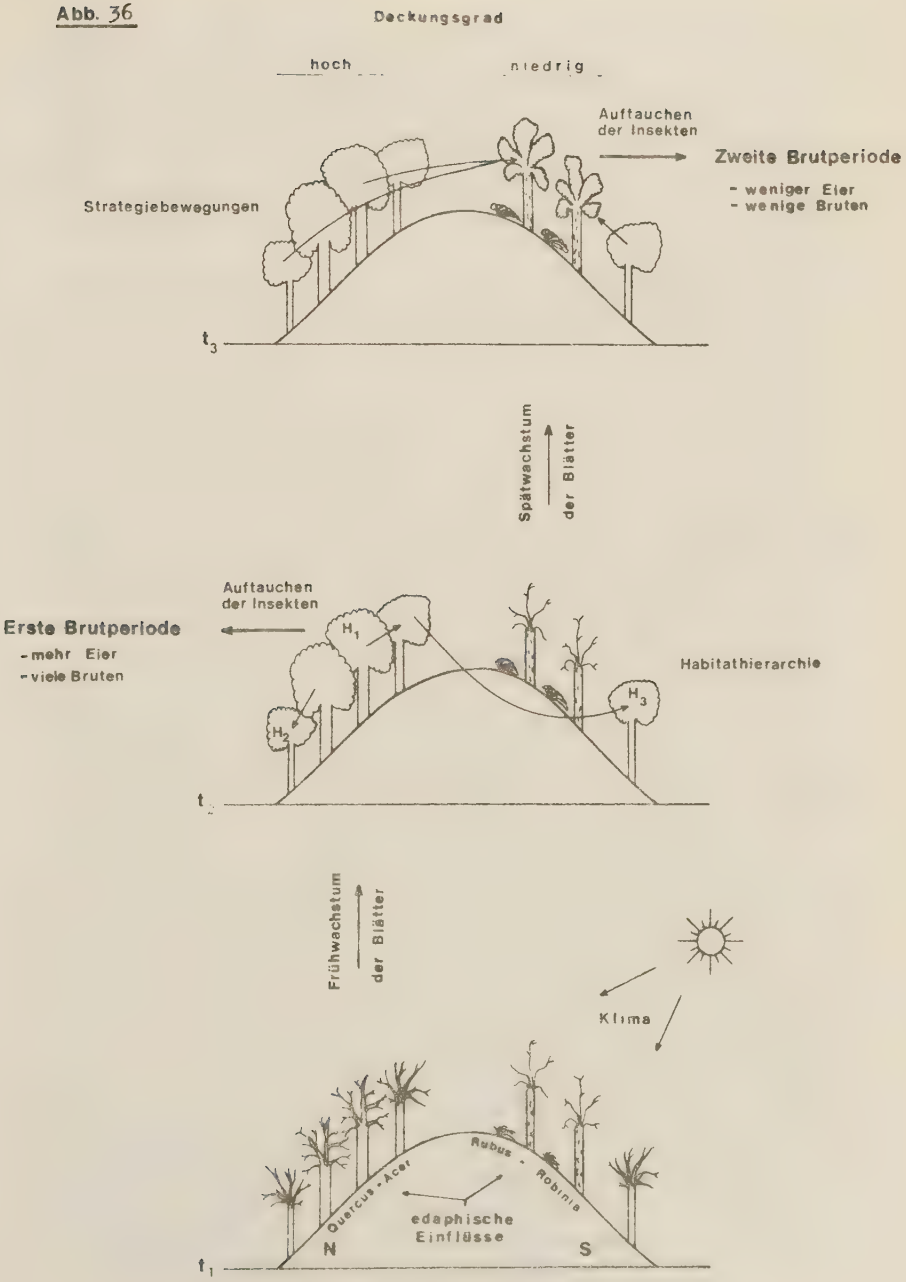
Durch die Auswertung der Dichte einer in einem Biotop während einer kurzen Zeitspanne anwesenden Gemeinschaft (Tab. 5 und Abb. 17) konnten wir die Vogelpopulationen verschiedener Probeflächen aus zeitlicher Sicht vergleichen. Dies führt uns zu einer bestimmten Kritik an der für Vogelbestandsaufnahmen benutzten Methode. Für die Anwendung der benutzten Methode empfiehlt das INTERNATIONAL BIRD CENSUS COMMITTEE (1970) 8 bis 10 über die gesamte Brutsaison verteilte Aufnahmen (vgl. auch OELKE 1974, BERTHOLD 1976:6). Im Hinblick auf unsere Ergebnisse sowie die vorstehenden Ausführungen erscheint es uns für bestimmte detaillierte Untersuchungen aber angebracht, die Asynchronie im Brüten der Individuen zu berücksichtigen, um zu einem Bild zu gelangen, in dem die Belastbarkeit eines Biotops während eines beliebigen Zeitabschnitts innerhalb der Brutsaison besser erfaßt werden kann. Aus diesem Grunde möchten wir empfehlen, daß die 8 bis 10 Bestandsaufnahmen innerhalb einer möglichst kurzen Zeit durchgeführt werden, um zu einer größeren Genauigkeit der Ergebnisse für diese Zeit zu gelangen. Zwei Zeitabschnitte von jeweils 1 bis 1 1/2 Monaten dürften angemessen sein, wobei in der ersten die Früh- und in der zweiten die Spätbrüter erfaßt würden.

7.2 Mikroklima- und Vegetationseinflüsse auf die Brut

Abschnitt 6.21.3 befaßte sich mit den Ergebnissen einer Untersuchung der Beziehungen zwischen der Vegetationsdeckung und dem Brüten der Kohlmeise auf Fläche K. In Erinnerung des unmittelbar zuvor behandelten Kapitels (7.1) werden im folgenden Abschnitt auf der Basis eines auf unseren Beobachtungen beruhenden Modelles kurz einige der Interrelationen diskutiert, die letzlich den Brutablauf und die Dynamik einer Population beeinflussen können. Die Diskussion stützt sich in erster Linie auf das in Abb. 36 dargestellte Schema, das es gleichzeitig ermöglicht, in zusammengefaßter Form die Komplexität der Dynamik eines Teils des Ökosystems zu illustrieren.

Abb. 36 Vorstellung von den Beziehungen zwischen einigen Faktoren, die die Brut und die Populationsdynamik der Kohlmeise beeinflussen können. Zeitliche Achse von unten nach oben (s. Text).

Abb. 36


Deckungsgrad
hoch
niedrig
Auftauchen der Insekten
Zweite Brutperiode
- weniger Eier
- wenige Bruten
Strategiebewegungen
t_3
Spätwachstum der Blätter
Auftauchen der Insekten
Erste Brutperiode
- mehr Eier
- viele Bruten
H_1
H_2
H_3
Habitathierarchie
t_2
Frühwachstum der Blätter
Klima
Quercus - ACer
Rubus - Robinia
edaphische Einflüsse
N
S
t_1

Das Klima wirkt - vielleicht als erstes Element - auf das Ökosystem ein. Die Zusammensetzung des Bodens beeinflußt hauptsächlich die Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften, die sich dort halten können, und das Relief beeinflußt die mikroklimatischen Verhältnisse, die es einer Pflanzenart zum Beispiel möglich machen, sich vorzugsweise an einem mehr der Sonne ausgesetzten Hang anzusiedeln.

Im Zeitabschnitt t_1, sagen wir in der Zeit Februar/März, in einem Biotop mit gemäßigtem Klima (t_1: von unten an in Abb. 36) sind die Baumarten auf beiden Seiten eines Hügels noch blattlos. Auf der Südseite (S in Abb. 36) ist die dominierende Art, die Robinie, an einen trockeneren Boden und einen lichteren und wärmeren Hang adaptiert; ihre Blätter fangen eher spät zu wachsen an und sind klein. Auf der Nordseite (N) sind die dominierenden Arten Stiel-Eiche, Hainbuche und Berg-Ahorn die typischen Vertreter der Laubwälder; sie bervorzugen die kühleren und feuchteren Hänge, ihre Blätter beginnen früher zu wachsen und sind größer als die der Robinie (vgl. WAGNER 1965, SCHMEIL-FITSCHEN 1973). Einer Art wie der Kohlmeise wird ihre Anwesenheit in einem solchen Biotop während des Winters durch die Nistkästen, die im Winter als Schlafplätze dienen, und durch Futterhäuschen in den Wohngegenden im Umkreis der Probefläche erleichtert (vgl. TENOVUO 1967). Die Art beginnt bereits im März, manchmal im Hinblick auf die Bruttätigkeit sogar schon früher, mit dem Besetzen eines Nistkastens.

Im Zeitabschnitt t_2, Ende April/Anfang Mai, sind die Blätter der früh grünenden Baumarten heraus, und die Vögel sind bereits an Ort und Stelle seßhaft geworden. Nach den Theorien über die Habitatwahl (vgl. LACK 1933, SVÄRDSON 1949, HILDEN 1965, BREWER & HARRISON 1975) kann man die in Zeitabschnitt t_2 besetzbaren Zonen nach den Präferenzen der Art (wenn man einräumt, daß die Art Präferenzen haben kann, auch wenn die hier untersuchte Art, die Kohlmeise, ein starker Ubiquist ist; vgl. 6.21.) sowie nach dem Rang, den die Individuen der Art in dem hierarchischen System innehaben, in verschiedene Klassen unterteilen. Die dominierenden Individuen — dies sind in der Regel die älteren Tiere (DHONDT & HUBLÉ 1968) und/oder die Stammbewohner des untersuchten Ortes — besetzen die optimalen Zonen (H_1), während sich die restlichen Individuen ent-

sprechend ihrem Rang in dem hierarchischen System zu den Sekundärhabitaten hin verteilen (H_2, H_3).

Gleichzeitig mit dem Austreiben der Blätter auf der Nordseite kommen Insektenlarven zum Vorschein (vgl. LACK 1966:21). Mit dem Vorhandensein von Nahrung und dem reichlichen Nahrungsangebot für die Entwicklung der Eier wären nach LACK (1966:24) die Voraussetzungen für den Legebeginn gegeben (vgl. 5.3). Die Robinienhabitate sind, da hier die Blätter noch fehlen und daher das Nahrungsangebot geringer ist, noch nicht oder allenfalls als Sekundärhabitate bewohnt, falls die Populationsdichte sehr hoch ist (vgl. Abb. 24b, 1975).

Der Legebeginn hängt wiederum, allerdings indirekt, von den klimatischen Bedingungen ab (vgl. 5.3), von denen ebenfalls das Austreiben der Blätter und das Erscheinen der Insekten abhängig sind. Die Gelegegröße wird in Habitaten wie H_1, wo optimale Bedingungen herrschen und letztlich auch das Nahrungsangebot größer ist, umfangreicher sein. Wie an früherer Stelle festgestellt (Abschn. 6.21.3), bewohnt die Kohlmeise während der ersten Brutperiode vor allem die kalten und dunkleren Gebiete der Probefläche, es sind aber, wie man sieht, andere Faktoren für ihre Präsenz in diesen Zonen verantwortlich, nämlich das Auftauchen von Insekten, das wiederum mit dem Austreiben der Blätter in Verbindung steht.

In Zeitabschnitt t_3, Ende Mai/Anfang Juni, treiben die Blätter der Robinie aus, und damit eröffnet sich eine neue Nahrungsquelle. Hiermit wird es einem Teil der Kohlmeisenpopulationen möglich, sich in den Robinienzonen einzunisten, um, wie im Falle der dominierenden Individuen, eine Zweitbrut oder, wie im Falle von Individuen, die vorher aus Gründen der Konkurrenz oder anderweitig am Brüten verhindert waren oder deren erste Brut fehlschlug, eine erste Spätbrut zu beginnen. Im Hinblick auf die bereits vorgerückte Saison und das nun wahrscheinlich geringere Nahrungsangebot für die Weibchen ist das Gelege jetzt weniger groß. Dies kann aber auch mit dem Alter der spät brütenden Individuen zusammenhängen, mit der geringen Qualität des Habitats oder auch mit der infolge des Ausflugs der Jungen aus der Erstbrut nun erhöhten Populationsdichte.

Der grundlegende Faktor, der eingangs erwähnt wurde, war der im

Verhältnis zur Südseite höhere Deckungsgrad der Schicht 5 auf der Nordseite der Fläche K. Die Deckungsgrade der Schichte 3 und 4 ihrerseits sind umgekehrt proportional zu dem der Schicht 5 (Abb. 28). Anschließend wurde aufgezeigt, daß die Kohlmeise während der zweiten Brutperiode vorzugsweise die lichteren Zonen in der Fläche K bewohnt, und dies sind die wärmeren Zonen mit schwächerem Deckungsgrad (Abschn. 6.21.3. und Tab. 36). Andererseits nimmt der Umfang der Bruten mit dem Vorrücken der Saison ab (Abb. 26). Trotz der zweitklassigen Qualität der während der zweiten Brutperiode besetzten Zonen profitiert die Art dennoch von dem leichten Nahrungszugang in diesen Zonen, um ein Mehr an Energie zu sammeln und, wenn sie die Möglichkeit dazu hat, insgesamt in der Saison möglichst viele Jungen zu erzeugen.

Auf den methodischen Aspekt übertragen, führen diese Überlegungen wieder zur Verteilung der Bruten und die in Abschn. 7.1 angeschnittenen Schwierigkeiten in Zusammenhang mit der Zählung der Populationen sowie der Populationsdynamik und der in einem Zeitabschnitt t_i der Saison erfaßbaren Abundanz der Population.

Schließlich kann man mit NICHOLS et al. (1976) die Überlegung anstellen, daß die Individuen einer gleichen Art, die zu Beginn der Saison brüten, eine andere Populationsstrategie haben als jene Individuen, die spät in der Fortpflanzungsperiode brüten. Auf einem Selektionsgradienten "r-K" nimmt eine territoriale Vogelart vom Typ derer, die hier erfaßt wurden, eine wahrscheinlich näher bei "K" als bei "r" liegende mittlere Position ein (vgl. auch PIANKA 1970, 1972, VUILLEUMIER 1973, BLONDEL 1975b). Diese Position ist aber wahrscheinlich variabel. Zu Ende des Winters erreicht eine Population ja nach den Folgen der Wintersterblichkeit ihre geringste reale Dichte, und infolgedessen ist zu Beginn des Frühjahrs der Bedarf an neuen Individuen zur Wiederherstellung der Populationsdichte entsprechend hoch. Der größte Teil der Population brütet in der ersten Brutperiode, und in dieser ist die Produktion auch am höchsten (vgl. Abb. 26). Die Populationsstrategie dieser Individuen der Population hat also Selektionsmerkmale, die zu dem Typ "r" hin tendieren, z.B. eine höhere Fruchtbarkeit.

Ist die Erstbrut beendet, so fliegen die Jungen aus; die Population hat sich vergrößert, und der Bedarf an neuen Individuen ver-

ringert sich. Die Individuen, die ein zweites Mal oder spät brüten, legen weniger Eier, wenngleich dies auch mit dem geringeren Nahrungsangebot zusammenhängt (vgl. LACK 1966). Man kann also die Überlegung anstellen, daß die spät brütenden Individuen eine andere Populationsstrategie haben, die mehr nach "K" hin tendiert und der einer in einer konstanteren Umgebung lebenden Population entspricht, deren Dichte auch konstanter ist.

Die Bewegungen der Individuen auf der t_i-Achse in Richtung auf Habitate, die andere Eigenschaften aufweisen, verdeutlichen die Dynamik einer Population, die in einem variablen Biotop lebt. Es ist durchaus denkbar, daß sich die Populationsstrategie einer Art zu verschiedenen Zeitpunkten der Saison aufgrund eines anders motivierten Fortpflanzungsbemühens auch entsprechend den Erfordernissen des Augenblicks verändern und daß die Art verschiedene Positionen auf einer Selektionsachse "r-K" (NICHOLS et al. 1976) innehaben kann, auch wenn diese Positionsschwankungen nicht unbedingt stark sein müssen.

7.3 Diversität

Die Definition, die KREBS (1972) von der Ökologie gibt, trifft gut auf den biogeographischen Aspekt zu, der in vorliegender Arbeit, die sich mit der Untersuchung von Vogelgemeinschaften in Biotopen verschieden hoher Heterogenität befaßt, behandelt werden sollte (vgl. auch MÜLLER 1974b). Von den zahlreichen Fragen, die sich der Ökologe stellt, stehen einige gegenwärtig ganz besonders im Mittelpunkt seiner Überlegungen. Warum ist eine Art an einem Ort vorhanden und an anderen nicht ? Warum sind bestimmte Arten häufig und andere selten ? Wie läßt sich die Zusammensetzung einer Gemeinschaft erklären ? (MÜLLER 1975,1977, PIELOU 1975). Wo liegt die Toleranzgrenze der Arten in bezug auf die Variablen ihres Biotops ? Welche Gesetze steuern oder erklären die Struktur der Zusammensetzung der Gemeinschaften ? Verschiedene Ökologen haben sich in dem Versuch, diese Fragen und viele andere zu beantworten, mathematischer Modelle bedient (vgl. in KREBS 1972).

Es ist heute anerkannt, daß die auf eine Gemeinschaft angewandte

Diversität die Zusammensetzung der Gemeinschaft wiedergibt, die in der Anzahl der Arten und der Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen der einzelnen Arten ausgedrückt wird (vgl. LLOYD & GHELARDI 1964, RECHER 1971, KREBS 1972, WHITTAKER 1972, NAGEL 1975). HURLBERT (1971) schreibt der Diversität heuristische Eigenschaften zu, und u.a. aus diesem Grund kritisiert er stark den gegenwärtigen Gebrauch der Diversität (vgl. PIELOU 1966a,1975, DE BENEDICTIS 1973). An sich ist die mathematisch formulierte Diversität nur der Ausdruck der Verteilung von Beziehungen zwischen Zahlen, und diese Beziehungen sind bestimmten definierten Beschränkungen unterworfen (vgl. HURLBERT 1971, DE BENEDICTIS 1973, BOWMAN et al. 1971, NIEMEYER 1975). Eigentlich ist die Informationsdiversität (H') in sich wenig interessant, es sei denn, man verwendet sie in Vergleichen. Gleichwohl scheinen die gewonnenen Ergebnisse ihren gegenwärtigen Gebrauch zu rechtfertigen (PIANKA 1966, ROBBINS 1976 z.B.) Ziel einer Messung der Diversität einer Gemeinschaft ist es also, die Beziehungen zwischen dieser und anderen Charakteristika des Ökosystems zu analysieren (PIELOU 1975; vgl. auch Zitat in Abschn. 2.1 u. 2.2). Sie kann demzufolge auch als Indikator für einen gegebenen Biotop gelten (vgl. BEZZEL & REICHHOLF 1974, MÜLLER et al. 1975, SCHÄFER 1975, MÜLLER 1976, MÜLLER & SCHÄFFER 1976, THOMÊ 1976).

Einige Autoren haben eine Berechnung von H'_{total} vorgeschlagen, womit die gesamte in einem Ökosystem enthaltene Information, d.h. alle Stufen der Nahrungskette berücksichtigt wären (DICKMAN 1968). In einigen Fällen würde sich aber die Armut einer Stufe, wenn man sie zu dem Reichtum einer anderen hinzuzählt, wieder aufheben, was die Aussagekraft einer solchen Berechnung dadurch schmälern würde, daß Einzelheiten verlorengingen (HURLBERT 1971). Man wüßte außerdem nicht recht, welche Stufen einer Gesamtgemeinschaft mit aufgenommen werden müßten, denn in der Praxis könnte man die Untereinheiten nicht auf allen Stufen mit der gleichen Genauigkeit messen, d.h. nur ein Teil der Information wäre verfügbar und erfaßbar. HURLBERT (1971) sagte in diesem Zusammenhang: "species composition parameters probably will have clearest significance when calculated on a taxocene". Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit die untersuchte Avifauna als ein "taxocene" (PIELOU 1975) oder "Taxon" (MÜLLER 1974a),

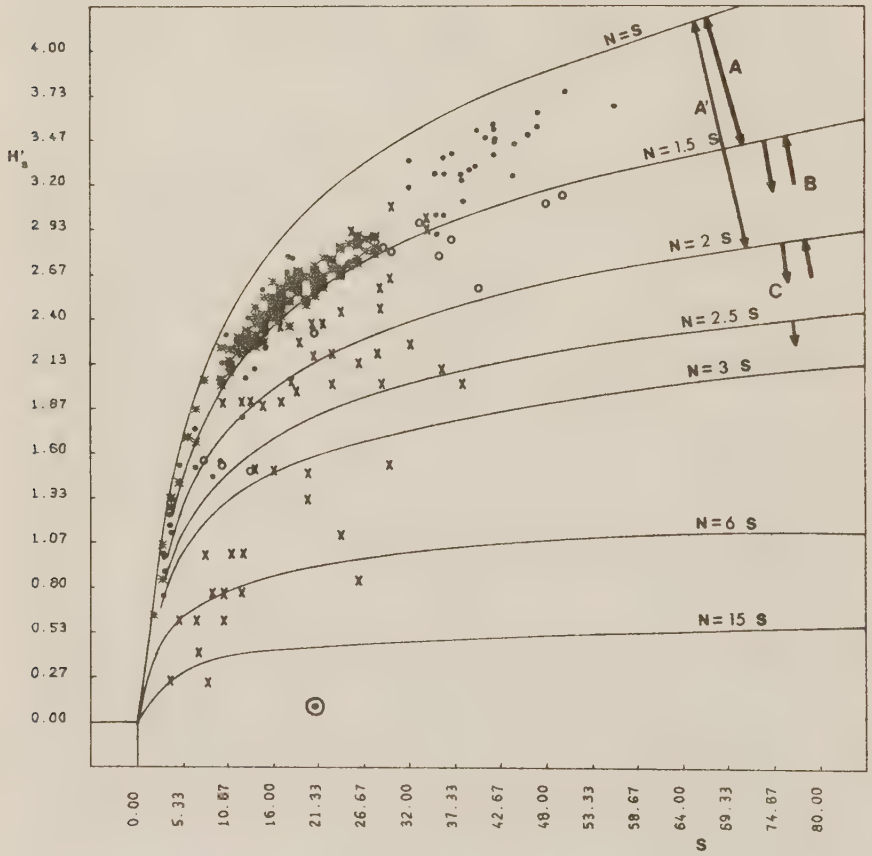
d.h. als ein im Raum (in einem einzigen Biotop auf begrenzter Fläche) und in der Zeit (der Fortpflanzungsperiode) begrenter Teil der gesamten Tiergemeinschaft verstanden wird, ist die Diversität ebenso auf einen räumlichen wie auf einen zeitlichen Vergleich anwendbar. Unsere Ergebnisse führten zunächst zu der Frage: wie stellen sich die beobachteten Schwankungen dar (vgl. Abschn. 4 bis 6)? Und jetzt müssen wir fragen: warum ?

Die Diversität (H') schwankt in Abhängigkeit zahlreicher Faktoren auf verschiedenen "Gradienten", die nicht unbedingt mit Raum oder Zeit zu tun haben (vgl. FISCHER 1960, MACARTHUR 1964,1965,1972, PAINE 1966, PIANKA 1966, GOULDEN 1969, AUCLAIR & GOFF 1971, RECHER 1971, KRICHER 1972, BLONDEL & ISENMANN 1973, JÄRVINEN & VÄISÄNEN 1973,1976a,b, RØV 1975, ROTH 1976). Das Verhältnis zwischen H' und S (Abb. 31 Abschn. 6.12.) entspricht nach HURLBERT (1971) weder einer mathematischen noch einer biologischen Notwendigkeit. Man möchte die beobachteten Relationen mit einer der zahlreichen existierenden Theorien erklären können. Jedoch muß man zugeben, daß bestimmte Tiergruppen oder Gemeinschaften auf bestimmte Faktoren stärker reagieren als auf andere und daß die beobachtete Diversität je nach dem Organisationsstand der betrachteten Gruppe bald eine Funktion dieses, bad eine Funktion jenes Faktors ist.

In einem terrestrischen Biotop gemäßigten Klimas scheinen die Vögel als Gruppe, und insbesondere die Brutvogelgemeinschaften (im Gegensatz zu den Wintergemeinschaften, also den weniger stabilen Gruppen (vgl. KRICHER 1973,1975, TRAMER 1974)) bestimmte Charakteristika zu besitzen, so daß ihre Diversität bestimmten Gradienten folgt.

Um einige dieser Charakteristika zu illustrieren, haben wir die Ergebnisse der Abbildung 31 in Abb. 37 auf eine neue Skala übertragen. Es wurden noch verschiedene andere H'-Werte in Zusammenhang mit S (Artenzahl) aus anderen Quellen hinzugefügt, um einen Vergleich zwischen verschiedenen Gemeinschaftstypen zu ermöglichen. Die H'-Werte wurde im Bedarfsfalle berechnet. Zum einen wurden diese anderen Daten deshalb gewählt, damit die Koordinaten von H' in Zusammenhang mit S nicht die aus der Abb. 31 stammenden ursprünglichen Daten (* in Abb. 37) überdecken und hiermit eine Verwirrung in der Darstellung entsteht, zum anderen wurde eine möglichst komplette Skala von H' und S angestrebt. Die Punkte (•) (Abb. 37) stammen von Ergeb-

Abb. 37 Beziehung zwischen Artenzahl (S) und Artendiversität (H'_s) für verschiedene Daten (s. Text)



nissen der Zählung von Brutvögeln (aus PRESTON 1960, MACARTHUR & MACARTHUR 1961, CODY 1966a, RECHER 1969, KARR & ROTH 1971, VAN VELZEN 1972b, ROBBINS 1973), die (x) aus Analysen von Planktongemeinschaften (GOULDEN 1969, SAGER & HASLER 1969), die (o) aus Analysen terrestrischer Coleopterengemeinschaften (Insekten) (NAGEL 1975) und die (⊙) aus der Aufnahme einer Brutvogelmeinschaft in einem von Ackerland umgebenen aquatischen Biotop (WESOLOWSKI 1975, Daten freundlicherweise von S.M. TAYLOR übermittelt). Die logarithmischen Kurven N = xS stellen verschiedene Stufen im Gleichgewicht der auf die Arten verteilten Individuenzahl und ihren entsprechenden H'-Wert dar. Man hätte diese Kurven auch anders ausdrücken und die Minimaldiversität (H'_{min}) berücksichtigen können (HURLBERT 1971, DE BENEDICTIS 1973, PIELOU 1975), da jedoch die Artenzahl stark schwankt und H'_{min} für einen gegebenen S-Wert von N und J beeinflußt wird, hätten zu viele Kurven gezeichnet werden müssen (pro Gemeinschaft fast eine), um eine Gesamtanalyse durchführen zu können. Die Kurven N = xS deuten bestimmte Organisationsgrade der dargestellten Gemeinschaften nur an. Die Kurve N = S entspricht H'_{max} = ln S (vgl. Abschn. 2.2). Die anderen Kurven entsprechen Gemeinschaften (die N = xS Individuen enthalten), in denen alle Arten außer einer (S = 1) nur durch ein Individuum vertreten sind und alle übrigen Individuen einer einzigen Art angehören. Die Kurve N = 1,5S stellt einen Fall dar, in dem eine Art 37% der Individuen der Gemeinschaft erreicht. Die restlichen Kurven stehen für Fälle, in denen eine Art 52,5, 62, 67, 84 bzw. 94% der Individuen der Gemeinschaft erreicht. Diese Kurven werden sowohl von S als auch von N beeinflußt und haben nur theoretische Bedeutung; im Verhältnis zu den in den dargestellten Gemeinschaften erreichten wirklichen Abundanzen ist ihr N an sich niedrig.

In Anbetracht des Stabilitätsniveaus einer Brutvogelgemeinschaft von der Art derer, die in vorliegender Arbeit untersucht wurden (J ist normalerweise hoch und relativ konstant, TRAMER 1969, MCLAY 1974), wäre die Abweichung zwischen einer Minimaldiversität (HURLBERT 1971, DE BENEDICTIS 1973, PIELOU 1975), die eine Gemeinschaft mit S Arten und N Individuen erreichen könnte, und dem für diese Gemeinschaft beobachteten H'-Wert groß; diese Abweichung zwischen H' und H'_{min} wäre übrigens so groß, daß sie wenig Signifikanz besäße.

Hingegen kann man jede Koordinate (H' entsprechend S) in bezug auf die Kurven N =xS noch einmal auswerten, indem man diesen Kurven aber unabhängig von ihrem N- und S-Wert eine biologische Signifikanz beimißt.

A (Abb. 37) kann als der Maximalabstand definiert werden (Abweichung zwischen N = S und N = 1,5S), der die **Äquität** ausdrückt, die eine Gemeinschaft von S Arten mit den Merkmalen einer Brutvogelgemeinschaft in einem Biotop gemäßigten Klimas erreichen oder erhalten kann (vgl. nachfolgende Einschränkungen). Nicht alle Punkte (•) und/oder (✱) liegen über N = 1,5S; diese Kurve stellt jedoch eine gute Näherung des Minimalwertes von H' bei gegebenem S dar. (Eine bessere Näherung für die Brutvogelgemeinschaften könnte N = 1,6S sein). Liegt ein Punkt innerhalb dieser Abstandes A, so zeichnet sich die Gemeinschaft, die er darstellt, durch bestimmte Stabilitätsverhältnisse aus, und ihre Individuen sind auf alle Arten nach einem gewissen Einheitlichkeitsmuster verteilt (vgl. Abb. 18 oder Tab. 13).

Der Druck B wird auf den Abstand A (oder einen größeren Abstand, wie z.B. A') durch stabilisierende oder regulierende Mechanismen der Vogelgemeinschaften ausgeübt, deren Individuen typische Territorialvögel sind. (Nach der Definition, die NICE (1941,1964), HINDE (1956) und PETTINGILL (1970) von dem Reviertyp A geben, heißt das: sie leben in einem Revier, in dem sich alle Vorgänge in Zusammenhang mit Paarung, Nestbau und Ernährung der Jungen und Alten abspielen). Bei sehr günstigen Bedingungen kann sich die Population einer Art, sogar einer dominierenden, vergrößern (verdoppeln, selten verdreifachen, LACK, 1966); damit ist eine Verringerung der Reviergröße verbunden, die allerdings aufgrund der eingentlichen Funktionen des Reviers (vgl. LACK 1954, GIBB 1956, u.a.) in Grenzen gehalten wird. Folglich kann eine Art eine bestimmte obere Dominanzgrenze nicht überschreiten, was wiederum zur Folge hat, daß J nicht im Übermaß abnimmt. Man kann also mit TRAMER (1969) und MCLAY (1974) den Schluß ziehen, daß sich die Avifauna während der Brutzeit so zusammensetzt, daß J innerhalb gewisser Grenzen fluktuiert und im gleichen Biotop oder bei den gleichen Bedingungen (gleicher Zeitabschnitt der Saison) relativ konstant bleibt.

Die relative (%uale) Dominanz der häufigsten Art der Gemeinschaften des Abstandes A überschreitet niemals 37% (d.h. die Dominanz der häufigsten Art in einer Gemeinschaft, in der N = 1,5S). In Wirklichkeit ist der Wert von 37% ein Maximalwert, der weit über dem liegt, der erreicht werden kann, denn die Struktur einer Population mit N = 1,5S ist von denen in A ganz verschieden.

Der Gegendruck C (Abb. 37) kann als eine Tendenz zur "Instabilität" beschrieben werden. Die Instabilität würde sich in diesem Falle nur durch einen niedrigen Äquität ausdrücken, d.h. die Individuen sind hauptsächlich auf eine oder wenige Arten verteilt, und die Mehrzahl der Arten ist nur schwach in der Gemeinschaft vertreten. Diese Instabilität kann im Hinblick auf die Ökologie und Dynamik der Populationen real sein, oder sie kann nur scheinbar (d.h. nur eine Funktion der Abundanzverhältnisse zwischen den Arten) und durch gewisse besondere biologische Erscheinungen verursacht sein (vgl. BREWER 1963, MARGALEF 1968, DUNBAR 1973, PIELOU 1975). Diese Kraft C manifestiert sich in Vogelgemeinschaften unter anderem in dem Auftreten von Vögeln in Scharen (in Kolonien lebenden Vögeln), der Verringerung der Fläche des verteidigten Reviers (Reviere vom Typ B, C,.., vgl. NICE 1941 u.a.), einer wachsenden Anzahl polygamer Arten oder der Erhöhung der Instabilität der Individuenzahl (Erscheinungen wie Vogelzug, gemeinsame nächtliche Schlafstätten, Invasion,..). Die Kraft C ist also durch die übermäßig starke Dominanz oder Abundanz bestimmter Arten in der Gemeinschaft gekennzeichnet.

Der Punkt (⊙) (Abb. 37) liefert ein gutes Beispiel für den Einfluß, den das Autreten in Scharen auf die Bestände der Gemeinschaft und auf H' hat. Der Reviertyp (D, NICE 1941), der von der dominierenden Art dieser Gemeinschaft, der Lachmöve (Larus ridibundus), verteidigt wird, ist der auf die unmittelbare Umgebung des Nestes beschränkte Raum (Daten aus WESOLOWSKI 1975). Die Individuen dieser dominierenden Art machen 93,75% dieser Gemeinschaft aus. Auf der anderen Seite ist diese Art trotz ihrer 4080 Individuen nur mit 0,0124 (= $p_i \ln p_i$) an der Diversität (H') beteiligt, während die zweite Art, die Rohrammer (Emberiza schoeniclus), mit ihren 8 Individuen für 0,0122 (= $p_i \ln p_i$) der Diversität dieser Gemeinschaft, in der S = 21 und H' = 0,1021, verantwortlich ist.

Folglich spiegelt sich die Bedeutung einer Art niemals in ihrem Beitrag zu H' wider (HURLBERT 1971). Manch einer mag entgegenhalten, daß die in Kolonien lebenden Arten keinen wesentlichen Bestandteil einer Gemeinschaft bilden, wie jedoch von S.M. TAYLOR (brieflich) berichtet, stellt die Gesamtheit der von WESOLOWSKI (1975) aufgenommenen Arten in dem Sinne eine Gemeinschaft dar, als die in der von ihm untersuchten Probefläche anwesenden Arten sehr wahrscheinlich sämtlich wegen des dortigen Sees und seiner unmittelbaren Umgebung dort waren. Hiermit erhebt sich natürlich die schwierige Frage nach der Definition einer Gemeinschaft für die mathematischen Modelle!

In Brutvogelgemeinschaften, deren Koordinaten H' und S im Abstand A liegen, hat S auf H' ein viel größeres Gewicht als J. Je mehr sich die Werte von diesem Abstand entfernen, umso mehr vergrößert sich das Gewicht von J auf H' im Verhältnis zu S (vgl. auch 7.4), was SAGER & HASLER (1969) zu der Feststellung führte, daß in Planktongemeinschaften H' eine Funktion der relativen Abundanzen ist (vgl. TRAMER 1969). Nach Ansicht von GOULDEN (1969) entspricht die Erhöhung von H', die gleichzeitig zu der von N und S erfolgt (vgl. Abb. 30,31), einer Reaktion der Gemeinschaft auf eine plötzliche Umweltveränderung. Planktongemeinschaften leben allerdings in einer Umwelt, in der Veränderungen ganz plötzlich auftreten können, was nicht im gleichen Umfang in einem terrestrischen Ökosystem der Fall wäre. Demnach dürfte die Zeit, bezogen auf eine Saison, einen Einfluß auf die Phytoplanktongemeinschaften haben (vgl. SAGER & HASLER 1969). Die terrestrischen Coleopterengemeinschaften ihrerseits nehmen eine mittlere Position zwischen den Brutvogelgemeinschaften und den Planktongemeinschaften ein (Abb. 37). Die Tatsache, daß diese Gemeinschaften nur einen Teil (Untergemeinschaft) der Coleopterengemeinschaften bilden und daß bestimmte Gruppen oder Arten manchmal wesentlich häufiger sind als andere, liefert die Erklärung für ihre Position in dieser graphischen Darstellung. In diesem Falle muß man, wie NAGEL (1975) feststellt, S ebenso wie J berücksichtigen, um Vergleiche aufstellen zu können.

Die Diversität ist einfach als ein Verhältnis zwischen Zahlen anzusehen oder nach der Formulierung von MARGALEF (1969) als "the distribution of the elements of any set in subsets". Diese Zahlen sind

unter Arten entsprechend dem Organisationsgrad der Gemeinschaften, die sie bilden, sowie ihrer hierarchischen Ordnung entsprechend aufgeteilt (MARGALEF 1965, KRICHER 1972). Zum Beispiel ist eine häufige Art nicht unbedingt die wichtigste in einer Gemeinschaft, und DICKMAN (1968) hat dementsprechend versucht, die Diversität nach der Produktivität zu berechnen. Hinzu kommt, daß die Diversität in der Zeit Schwankungen unterworfen ist, und zwar sowohl Saison- wie Jahresschwankungen (GOULDEN 1969). In H' ist folglich nicht eine Momenteigenschaft einer Gemeinschaft zu sehen, sondern das nicht endgültige Ergebnis eines Sukzessionsprozesses, d.h. H' entwickelt sich in der Zeit (PIANKA 1966, MARGALEF 1968, BUZAS 1972, BLONDEL 1975a), aber nicht unbedingt kontinuierlich weiter. Allerdings kann im Gegensatz zu der Ansicht von BLONDEL (1975a) sowie zur Zeittheorie für die Erklärung der Diversität, selbst wenn sie auf gewisse Vogelgemeinschaften zuzutreffen scheint, die Auffassung nicht akzeptiert werden, daß eine Gesellschaft [1] einem absoluten Gleichgewicht und einem theoretischen H'_{max}-Wert umso näher ist, je mannigfaltiger sie ist. Dies widerspricht zum einen unseren Ergebnissen (Abb. 21 Abschn. 4.3), scheint aber auch im Widerspruch zu allgemeineren Sukzessionsphänomenen zu stehen (vgl. MACARTHUR 1964, RICKLEFS 1966, MARGALEF 1968, RECHER 1971, BUZAS 1972, NAGEL 1975). Ebenso wie die Artenzahl der Vogelgemeinschaften am Ende eines Klimaxstadiums des Waldes nicht unbedingt ihr Maximum erreicht, muß auch die Diversität dann nicht einen Maximalwert aufweisen (vgl. MARTIN 1960, FROCHOT 1971, SHUGART & JAMES 1973). Trotz der möglichen Steigerung von H' entsprechend J in jüngeren Entwicklungsstadien sowie der von DE BENEDICTIS (1973), BLONDEL (1975a) und NAGEL (1975) beobachteten Korrelation zwischen H' und J besitzt eine

---

1) BLONDEL (1975a) berücksichtigt hier offenbar nur natürliche Gesellschaften, auf denen man gerne Evolutionstheorien aufbaut. Es ist jedoch eine bekannte Tatsache, daß ein künstlicher Biotop, der meistens aufgrund des menschlichen Einflusses (Park- oder Gartenstadtzone) heterogen ist, oft eine höhere Abundanz und Artenzahl besitzt als ein entsprechender natürlicher Biotop (vgl. SAEMANN 1970, GALLNER 1975, u.a.).

Gemeinschaft, von der man annimmt, daß sie im Klimaxstadium stabil ist, nicht unbedingt auch die höchste Organisationsstufe.

AUCLAIR & GOFF (1971) (vgl. auch Zitat in MARGALEF 1968, NAGEL 1975) haben gezeigt, daß in einer Sukzession von Vegetationsgemeinschaften die Diversität bis zu einem Zwischenstadium steigt und dann zur Klimax hin abnimmt; es dürfte die Tendenz bestehen, daß eine oder einige wenige Arten die Eigenschaften der Umwelt für sich monopolisieren. Zwar sind Bäume nicht territorial, sie sind aber doch auf bestimmte Energiequellen angewiesen, die nur begrenzt vorhanden sind, und auch bei ihnen spielt die Konkurrenz eine Rolle. Die Schwankungen von H' in einer Vegetationsfolge mit Monopolisierung dürften bestimmten Beziehungen gleichkommen, die man auch in Tiergemeinschaften antrifft. Betrachtet man die Strukturen verschiedener Tiergemeinschaften (Abb. 18 u. LLOYD & GHELARDI 1964, DIERSCHKE 1973, WILLIAMSON 1974, NAGEL 1975, SCHÄFER 1975 z.B.), so stellt man fest, daß es immer einige Arten gibt, die häufiger vertreten sind als andere, anstatt eine einheitliche Verteilung oder einheitliche Abnahme der Abundanzen der Arten anzutreffen, wie es im mathematischen Modell von MACARTHUR (1960) vorgesehen war (vgl. LLOYD & GHELARDI 1964).

Nach den Theorien, die die Diversität erklären (vgl. PIANKA 1966, RECHER 1971, BUZAS 1972, u.a.), muß man zugeben, daß eine Erhöhung von H' bei gleichartigen Tiergruppen immer mit einer parallel laufenden Veränderung eines der Faktoren dieser Theorien verbunden ist. Unsere Resultate deuten darauf hin, daß die räumliche Heterogenität sich parallel zur Diversität verändert (Abschn. 6). Der Faktor Zeit, auf die Saison bezogen, erklärt ebenfalls in gewissem Umfang die in Abb. 17 beobachtete Schwankung; diese Schwankung kann jedoch auch sehr leicht mit der Konkurrenz und/oder der Produktivität zusammenhängen, die beide zu Beginn und am Ende der Brutsaison wahrscheinlich schwächer sind, woraus sich die niedrigeren H'-Werte in Abb. 17 erklären. KARR (1976) hat gezeigt, daß sich die Diversität proportional zur Stabilität in der Saison sowie der Stabilität der Energiequellen des von einer gegebenen Art ausgewählten Mikrobiotops erhöht. Man kann annehmen, daß in einem Biotop mit niedriger Diversität sich mehr euryöke Arten finden, die physiologisch und ökologisch an eine "instabile" oder fluktuierende (d.h. saisonabhängige) Umwelt

angepaßt sind.

Im Hinblick auf die Lage unserer Probeflächen sind außerdem der Faktor Größe (vgl. Abschn. 2.11.1) sowie der Umstand, daß zwei Probeflächen, K und W, wie Inseln isoliert sind, zu berücksichtigen. Wie haben mit Hilfe der aus den "American Birds" (z.B. VAN VELZEN 1972b) entnommenen Aufnahmen zeigen können, daß bei vergleichbaren Biotopen die Dichte umso höher ist, je geringer die Größe der Probefläche ist (PALMGREN 1930, vgl. CYR 1974). PEITZMEIR (1950) hat derartige Relationen in Form von Hypothesen formuliert, die dann von DIERSCHKE (1955) zum Teil bestätigt wurden (vgl. auch GALLI et al. 1976). MACARTHUR & WILSON (1967) haben eine Theorie der Inselbiogeographie entwickelt, um die Verteilung der Arten in Zusammenhang mit Konzepten aus der Populationsökologie zu erklären. Zahlreiche Autoren vertreten den Standpunkt, daß mehrere isolierte Biotope auch als Inseln angesehen werden können (vgl. VUILEUMIER 1970, MÜLLER 1974a, DIAMOND 1975, GALLI et al. 1976, GAVARESKI 1976). In diesen Fällen aber ist die isolierte Lage nicht mit der einer echten Insel zu vergleichen, weil die Möglichkeit des Austauschs zwischen zwei isolierten Biotopen, die notwendigerweise mindestens mit einem anderen Biotop, das als Brücke dienen kann, in Verbindung stehen müssen, größer ist.

Der Effekt der geographischen Barriere ist in diesen Fällen also erheblich geringer; es bleibt eine Barriere ökologischer Art, der jede der Arten auf diese Inseln einschränkt, aber auch eine Barriere, die dem Grundgedanken der Theorie von MACARTHUR & WILSON (1967) entspricht.

Die wichtigsten Überlegungen, die diese Autoren entwickelt haben, betreffen die positive Relation zwischen Artenzahl und Inselgröße sowie die Beziehungen zwischen der Einwanderungs- und Extinktionsrate in Abhängigkeit von der Größe und der Entfernung der Insel von ursprünglichen Ansiedlungsort (vgl. auch MÜLLER 1977:221). Wir werden letztere Beziehungen aufgrund ihrer speziellen Problematik in bezug auf die Biotope mit Inselcharakter außer acht lassen. Neben zahlreichen Beispielen, die zeigen, daß die Artenzahl umso mehr steigt, je größer die Insel ist (z.B. MACARTHUR & WILSON 1967, SLUD 1976), wurde die Frage von SIMBERLOFF (1976) aus experimenteller

Sicht untersucht, indem die Größe kleiner Inseln künstlich verringert wurde. Hierbei zeigte sich ebenfalls, daß die Artenzahl zur Inselgröße direkt proportional ist, jedoch nicht von der Diversität der Struktur des dort befindlichen Biotops abhängt.

Was geschieht in Biotopen mit Inselcharakter? Man findet an sich die gleichen Relationen wie bei echten Inseln, abgesehen davon, daß die Grenzen eines Biotops mit Inselcharakter manchmal ungenau sein können. Die Arten-Flächengrößen-Kurve trifft also folgendermaßen zu: je größer der Inselbiotop, umso mehr wächst die Artenzahl (vgl. DIERSCHKE 1955); aus diesem Grunde hat DIAMOND (1975) auch von Form und Größe eines Inselbiotops gesprochen, die für die Erhaltung der größtmöglichen Artenzahl wünschenswert oder notwendig sind. Tatsächlich zieht eine Veränderung der Struktur des Biotops auch eine Veränderung der Avifauna nach sich (z.B. WILLIAMSON 1972, WINTERNITZ 1976). Aufgrund der Struktur der Biotope, die einen inselähnlichen Biotop umgeben, sind Flächen wie K und W bei weitem nicht als vollständig isolierte Biotope anzusehen. Die Struktur des Biotops muß im Falle von inselähnlichen Biotopen eine viel größere Rolle spielen als bei echten Inseln, wenigstens bei den Vögeln, unter anderem auch infolge des Randeffektes (vgl. u.a. DIERSCHKE 1955, GAVARESKI 1976).

Betrachtet man nur die Größe unserer Probeflächen (Tab. 1), so muß man einräumen, daß keine Korrelation zwischen Größe und Abundanz, jedoch eine geringe zwischen Größe und Artenzahl existiert. Hingegen lassen sich mit der Struktur (vgl. Abschn. 6.1) die Unterschiede zwischen den Probeflächen, die sich größenmäßig alle ziemlich entsprechen, besser erklären. Was die inselartige Lage von K und W betrifft, so macht sich diese wahrscheinlich bemerkbar, selbst bei Vogelpopulationen trotz ihrer starken Vagilität, allerdings sind für die bestehenden Unterschiede vor allem andere Faktoren außer der Insellage verantwortlich (vgl. 7.4). Trotzdem hat GAVARESKI (1976) anhand mehrerer Probeflächen, die inselartigen Charakter hatten, nachgewiesen, daß die Größe eines Stadtparks mit einem relativ homogenen Waldteil Dichte, Zusammensetzung und Diversität der Avifauna beträchtlich beeinflußt. Der Prozentsatz der sog. urbanen Arten, d.h. derer, denen die Urbanisierung speziell zugute kommt,

erhöht sich in den bewaldeten Parks, die eine heterogene und vom Menschen geänderte Struktur und eine geringe Größe haben (vgl. PEITZMEIER 1950, DIERSCHKE 1955).

Es ist festzustellen, daß die beobachteten Diversitätsschwankungen (Abb. 37) mit verschiedenen Faktoren zusammenhängen können, mit denen sie sich alle von verschiedenen Standpunkten her erklären lassen (PIANKA 1966). Mehrere Ursachen - seien es zeitliche, strukturelle oder räumliche (räumliche Heterogenität, Größe), oder ökologische (Konkurrenz, Produktivität) - kommem zusammen, um gleichzeitig auf unterschiedliche Art und Weise ihren Einfluß geltend zu machen. Man muß mit PIANKA (1966) zu dem Schluß gelangen, daß sich die Interpretationen nach den verschiedenen Hypothesen, die für die Erklärung der Diversitätsgradienten herangezogen werden, oft beträchtlich überschneiden.

7.4 Einfluß der Urbanisierung auf die Avifauna

Zieht man einen urbanen Gradienten in Betracht, so liegen die untersuchten Probeflächen mehr an der Grenze, also im äußeren Bereich einer eigentlichen Stadtzone. Sie können zum Teil in eine Garten- oder Parkstadtzone mit einbezogen werden. Gleichwohl stellen sie nur einen Auszug aus Biotopen dar, deren beobachtete Arten sich zum Teil auch in eigentlichen Stadtzonen wiederfinden (ERZ 1964, SAEMANN 1970, GALLNER 1975, MULSOW 1976).

Aus den gleichen Gründen wie denjenigen, die in Zusammenhang mit dem in Kapitel 7.3 (Abb. 37) dargestellten Modell angesprochen wurden, ist es normal, daß man in einem bebauten Stadtzentrum eine geringere Diversität antrifft als in unseren Probeflächen (vgl. GALLNER 1975). In solchen eigentlichen Stadtzonen, in denen die "natürliche Produktivität" gering ist, trifft man in der Tat mehr in Scharen auftretende Arten an (z.B. Haussperling, Star, Felsentaube (Columba livia)), die ihre Nahrung außerhalb ihrer Reviers suchen, welches in diesem Falle nur den Raum in der unmittelbaren Umgebung des Nestes einnimmt. Die Präsenz von charakteristischen Arten wie Mauersegler (Apus apus) oder Dohle (Corvus monedula),

zudem noch in Kolonien lebenden Arten (LACK 1954:257), in den bebauten Stadtgebieten begünstigt auch eine geringere Diversität.

GALLNER (1975) hat anhand von relativen Methoden der Bestandsaufnahme (Anwesenheit-Abwesenheit) gezeigt, daß es in den Vogelgemeinschaften von den außerhalb der Stadt liegenden Gebieten bis zu ihrer Peripherie einen zunehmenden H'-Gradienten gibt, der dann bis hin zu den dichter bebauten Zonen abnimmt. Auch von anderen Autoren wurde ein solcher Gradient festgestellt, der die Abundanzen, die Artenzahl oder die Zusammensetzung der Gemeinschaft beeinflußt (z.B. SAEMANN 1970, ERSKINE 1975, MULSOW 1976). Allerdings haben diese Autoren die eigentliche Diversität nicht analysiert. Ein ähnlicher Gradient findet sich auch bei den terrestrischen Arthropodengemeinschaften (H.WEBER, mündl., MÜLLER 1974c) oder auch in Epiphytengemeinschaften, die aber nicht, wie es bei den Tiergemeinschaften zu sein scheint, ihre Maximalabundanz an der Peripherie einer eigentlichen urbanisierten Zone erreichen (vgl. KIRSCHBAUM 1972, THOMÉ 1976 u.a.). Integriert man die Ergebnisse unserer Probeflächen in ein Schema wie das von GALLNER (1975), so kann man unsere Probeflächen bei Berücksichtigung der nach Abundanzen ausgedrückten Ergebnisse entsprechend einem ähnlichen Gradienten anordnen, der vom äußeren Bereich der bebauten Zone auf diese hin verläuft: T-S-K-W[1] (im Jahre 1974). Die Position von S und K ist im Jahre 1975 umgekehrt. Die nach ihrer Diversität angeordneten Probeflächen folgen mehr einem Gradienten in bezug auf die Vegetationsstruktur (Abb. 28 Abschn. 6.12.). Aber auch hier erklärt nur ein Zusammenspiel mehrerer Faktoren die Anordnung der Probeflächen entsprechend ihrer Struktur. Trotz des Modells von MACARTHUR & MACARTHUR (1961) muß eingeräumt werden, daß aufgrund der relativen Schwankung von H' innerhalb des gleichen Habitattyps (TRAMER 1969 und Abschn. 7.3) eine Voraussage der Vogeldiversität mit Hilfe der Kenntnis der Ve-

1) Ein ähnlicher Gradient ist auch in Zusammenhang mit dem Lärmniveau (3.3) zu beobachten: es besteht eine positive Korrelation zwischen dem Lärm und der Abundanz der Avifauna unserer Probeflächen; diese Korrelation beinhaltet jedoch nicht eine Einflußnahme des Lärms auf die Vögel, sondern vielmehr eine Korrelation zwischen der Urbanisierung und dem Lärm, während die Vögel eher von anderen Faktoren beeinflußt werden. Selbst die Lärmschwankungen sind gering und infolgedessen in bezug auf die Avifauna wenig aussagefähig, was sich leicht versteht, wenn man berücksichtigt, daß die Vegetation die Lärmstärke dämpft (MÜLLER 1974c).

getationsstruktur nicht mit allzugroßer Genauigkeit getroffen werden kann.

Weist ein Faktor innerhalb des Biotops Schwankungen auf, so werden zahlreiche andere Faktoren davon beeinflußt, ob sie nun direkt oder indirekt einwirken (ELLENBERG 1972). Jedoch ist der Einfluß eines exogenen Faktors auf die Vögel auf der Ebene ihrer Gemeinschaft nicht direkt meßbar[1]. Sie stehen auf einer hohen Stufe in der Nahrungskette und sind aus diesem Grunde ebenso wie aufgrund ihrer hohen Diversität und Äquität oft in stabilisierte Ökosysteme integriert, die von exogenen Faktoren wenig beeinträchtigt werden (MARGALEF 1963).

Die Struktur der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Probeflächen ähnelt trotz ihrer Funktionen als Parks und Erholungsgebiete stark der natürlicher Biotope, und viele der hier angetroffenen Arten fehlen in eigentlichen städtischen Biotopen (SAEMANN 1970). Die eine Stadt umgebenden Zonen sind infolge der vorhandenen Vegetation, des Randeffektes (vgl. MULSOW 1968) und der unter anderem durch die Obstbäume (z.B. Eberesche oder Holunder in W und K) und die Winterfutterhäuschen (wie in den oder im Umkreis der untersuchten Probeflächen) künstlich gesteigerten und hochgehaltenen Produktivität im allgemeinen reicher. Andererseits scheint die Heterogenität des Biotops (vgl. EMLEN 1956, SAEMANN 1968, SUKOPP et al. 1974) eine ebenso bedeutende Rolle wie der Deckungsgrad selbst in der Erklärung z.B. des im Vergleich zu H'_W höheren H'_S-Wertes zu spielen. Ja, selbst wenn der mittlere Vegetationsdeckungsgrad auf W höher ist als auf S (vgl. Tab. 10), ermöglicht das Vorhandensein von Nadel-, Laub- und Mischwaldzonen auf S eine größere Formenmannigfaltigkeit und somit eine höhere Diversität der Vogelfauna. Im Falle von W spielt der Randeffekt eine wesentliche Rolle in der Erklärung der stärkeren Abundanz dieser Fläche.

---

1) Die SO_2-Konzentration (mittlerer Wert entsprechend der Lage der Probefläche auf einer Karte von der "SO_2-Immission 1967-1970", Anonymus, 1972:77) ist z.B. umgekehrt proportional zur Diversität, steht jedoch nicht mit der Artenzahl oder der Abundanz der Vogelpopulationen in Zusammenhang. Dies bedeutet trotzdem nicht, daß es zwischen der SO_2-Konzentration und der Diversität z.B. eine Ursache-Wirkung-Beziehung gäbe (s.unten).

Eigentlich müßte Fläche T aufgrund ihrer Lage eine höhere Abundanz aufweisen als beobachtet wurde. Ihre Entfernung von den Garten- und Parkstadtzonen jedoch und vor allem ihre weniger differenzierte Vegetationsstruktur, die geringere Anzahl von Nischen infolge des fast völligen Fehlens einer hohen Vegetationsschicht, die geringe Mannigfaltigkeit ihrer Schichten und vielleicht ein wenig auch die geringere Größe dieser Fläche bedingen ihre größere Armut. Sämtliche Analysen haben im übrigen die beträchtliche Abweichung zwischen Fläche T und den anderen Probeflächen gezeigt, ob dies nun die Artenzahl betrifft (4.24.), die Abundanz (4.11.), die Diversität (4.3), die Dominanz der Hauptarten (4.24.) oder die zeitliche Entwicklung der Bestände pro Woche (4.42.). Hieraus erklärt sich auch der höhere Anteil der Jahresvögel an Fläche T (Tab. 14). Die ökologischen Ansprüche der Jahresvögel sind ja häufig weniger spezifisch, was auch mit dem geringen Artenreichtum der Struktur dieser Probefläche vereinbar ist.

Obwohl die Wahl bewußt auf Probeflächen fiel, die miteinander vergleichbar sein sollten, damit der Unterschied zwischen der Avifauna, die möglicherweise verschiedenen urbanen Einflüssen ausgesetzt ist, besser herausgestellt werden könnte, muß zugegeben werden, daß der Urbanisierungseffekt aufgrund der zu starken Bedeutung, die der Sturktur (vor allem der Vegetationsstruktur) für die Vogelgemeinschaften beizumessen ist, sowie der zu schwachen Variation der abiotischen Faktoren oder ihrer zu indirekten Einflußnahme kaum analysierbar ist.

8. Zusammenfassung

1. Inhalt der vorliegenden Arbeit war die Untersuchung von Vogelgemeinschaften im Waldbiotopen im Gebiet der Stadt Saarbrükken mit dem Ziel, die Beziehungen zwischen Elementen der Vegetationsstruktur einerseits und der Zusammensetzung und Verteilung der darin lebenden Vogelpopulationen andererseits zu erhellen. Vier Probeflächen wurden ausgewählt und wie folgt benannt: Schanzenberg Tierpark, Kaninchenberg und Winterberg. Die beiden erstgenannten Flächen dienen gleichermaßen der wirtschaftlichen Nutzung wie der Erholung, während die beiden letzteren, die den Charakter isolierter Waldinseln innerhalb der Stadt tragen, nur für die Erholung genutzt werden. Aufgrund ihrer Lage zu den bebauten Stadtzonen hin sind diese Probeflächen wahrscheinlich auch verschiedenen urbanen Einflüssen ausgesetzt.

2. Im Hinblick u.a. auf ihre Nutzung sowie aufgrund der zahlreichen eingeführten Pflanzenarten (z.B. Robinie, Edelkastanie u.a.) kann man diese Biotope nicht als natürliche Biotope ansehen. Die quantitative Zusammensetzung der Vegetation wurde hauptsächlich für die Baumschicht ermittelt, und die nach Deckungsgraden gemessene Schichtung wurde für jede der fünf untersuchten Schichten kartographisch erfaßt. Die Helligkeit beeinflußt mehr die Vegetation, was sich aber auf die Verteilung der Individuen und bei bestimmten Vogelarten auch auf die Fortpflanzung auswirken kann. Eine herausragende Rolle können hingegen Makro- und Mikroklima insofern spielen, als sie die zeitliche Verteilung der Individuen oder auch den Bruterfolg beeinflussen.

3. Abundanz und Zusammensetzung der Vogelpopulationen wurden mit Hilfe der Revierkartierungsmethode bestimmt. Anhand zahlreicher Bestandsaufnahmen konnten die monatlichen Abundanzen ermittelt werden, und mit Hilfe einer Berechnungsmethode, die die Anwesenheitsdauer eines Individuums während eines Monats sowie die Anzahl der Beobachtungen jedes Individuums berücksichtigt, war es möglich, die wöchentlichen Abundanzschwankungen zu verfolgen. Somit konnte dargestellt werden, wie die Revierkartierungsmethode auch auf einen

kürzeren Zeitraum angewendet und somit die von einem Biotop in einem gegebenen Zeitabschnitt erreichte Höchstkapazität erfaßt werden kann.

4. Die Dichte bei den Höhlenbrütern wurde durch die Kontrolle ihrer Bruten in den Nistkästen ermittelt. Auf diese Art und Weise konnten Daten zu ihrer Brutphänologie gesammelt werden. Zur genaueren Untersuchung der Verteilung bzw. Abundanz wurde einige Male intensiv beringt.

5. Die Analyse der Struktur der Vogelgemeinschaften ebenso wie der der Vegetation wurde mit Hilfe der Shannon-Wiener-Funktion oder Informationsdiversität $H' = -\sum p_i \ln p_i$ durchgeführt. Diese Diversität, die die Individuenzahl eines Systems und die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen in den einzelnen Untereinheiten des Systems berücksichtigt, ermöglicht die Anordnung und den Vergleich verschiedener Gemeinschaften entsprechend ihrem Integrations- oder "Stabilitätsgrad".

6. Aufgrund der Beobachtungen konnte die Abundanz von 40 Brüterarten ermittelt werden. Kohlmeise und Amsel sind die dominierenden Arten. Für die Präsenz oder Abundanz einiger Arten sind Struktur und Verfügbarkeit spezifischer ökologischer Nischen in den einzelnen Probeflächen entscheidend. Im Höchstfalle wurden 187 Individuen pro 10 ha gezählt, und zwar auf der Winterberg-Fläche, der Probefläche, die dem eigentlichen Stadtkern am nächsten liegt. Die Tierpark-Fläche ist von der Artenzahl und der Abundanz her die ärmste der Probeflächen; die höchste Artenzahl wurde auf dem Schanzenberg-Fläche ermittelt, und zwar wegen der Heterogenität seiner Vegetation und Struktur. Die Maximalabundanz wird im Monat Mai erreicht, was auf das Überlappen der Bruten der Früh- und Spätbrüter zurückzuführen ist. Die wöchentlichen Abundanzschwankungen einer Gemeinschaft hängen von den Niederschlägen sowie von der Phänologie der verschiedenen Arten ab, können jedoch ebenso von der Gesangsaktivität der Vögel beeinflußt werden, die entsprechend ihrem Fortpflanzungszyklus Schwankungen aufweisen kann.

7. Anhand der Höhlenbrütergemeinschaften, die von der Gesamtheit der Brutvogelpopulationen wahrscheinlich unabhängig sind, läßt sich die Bedeutung klimatischer Faktoren auf die Fortpflanzungsvorgänge prüfen, es läßt sich aber auch der indirekte Einfluß beur-

teilen, den die Vegetationsstruktur auf die von den in der ersten oder zweiten Brutperiode nistenden Individuen verfolgten Populationsstrategie ausübt.

8. Die nach mehreren Elementen definierte Vegetationsstruktur erklärt aus sich heraus schon ein Gutteil der zwischen den einzelnen Probeflächen beobachteten Schwankungen in Abundanz und Zusammensetzung, läßt aber aufgrund der Ähnlichkeit der Struktur aller untersuchten Probeflächen (sämtlich Waldbiotope) weniger eine Voraussage über die Diversität der Vogelfauna zu. Aufgrund einer mit Hilfe der Diskriminanzfunktion durchgeführten Analyse konnten die Höhlenbrüterarten bzw. die dominierenden Arten der Gemeinschaften auf einer Achse $sD_i = \sum_j B_{ij}\overline{X}_j$ angeordnet werden, die in optimaler Form verschiedene Arten entsprechend dem mittleren Deckungsgrad voneinander trennt, wie er für jede der Vegetationsschichten an der einzelnen Nistkästen oder innerhalb der Reviere der kartierten Arten errechnet wurde. Auf diese Art und Weise ist es möglich, den Ähnlichkeitsgrad zwischen den von verschiedenen Arten besetzten Strukturen zu beschreiben und somit die Abundanz der in verschiedenen Biotopen beobachteten Populationen zu erklären. Schließlich läßt sich auf diese Art und Weise voraussagen, welche Habitate am ehesten die eine oder andere Art je nach den ihr eigenen Strukturmerkmale aufnehmen dürften.

9. Um die Besonderheiten einer Brutvogelgemeinschaft aufzuzeigen, deren Individuen einen Reviertyp verteidigen, in dem sich sämtliche mit der Fortpflanzung und der Nahrungsaufnahme verbundenen Aktivitäten abspielen, wurden die für die Diversitätsschwankungen in Zusammenhang mit der Artenzahl oder der Einheitlichkeit der Individuenverteilung verantwortlichen Faktoren anhand eines Modelles diskutiert, das für verschiedene Tiergemeinschaften verwendet wird. Die Vergleiche zwischen den Gemeinschaften verdeutlichen, daß es bei einer Brutvogelgemeinschaft im Unterschied zu Coleopteren- oder Planktongemeinschaften, in denen der relativen Abundanz eine unterschiedlich hohe Bedeutung zukommt, die Artenzahl ist, die als wesentliche Komponente die Diversität beeinflußt. Andererseits ist die Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung in ähnlichen Habitaten, in denen Vogelgemeinschaften wie die beobachteten leben, ziemlich konstant. Die Diversität als solche erweist sich

als unzureichend, um die Zusammensetzung einer Gemeinschaft und ihre Schwankungen im Laufe der Saison ausreichend zu erklären. Die Ergebnisse zeigen die starke Schwankung der Diversität innerhalb von Habitaten auf, die in sich ziemlich ähnlich sind, was es nicht möglich macht, anhand unserer Daten bestimmte allgemeine Gegebenheiten zu verifizieren, die sich zwangsläufig besser für Vergleiche zwischen ungleichen Habitaten verwenden lassen.

10. Im Lichte dieses Modells konnte die Frage nach der Auswirkung der Flächengröße auf Habitate mit Inselcharakter, wie ihn die Probeflächen Kaninchenberg und Winterberg haben, diskutiert werden. Inselhabitate, die isoliert in einer Stadtzone liegen, weisen, wenn auch in weniger starkem Maße, die gleichen Erscheinungen auf wie echte Inseln, jedoch spielt die Vegetationsstruktur in der Erklärung der beobachteten Unterschiede eine bedeutendere Rolle als die Urbanisierungsfaktoren. Ein urbaner Gradient, der von Alter und Dichte der Bebauung abhängt, verursacht Diversitätsschwankungen, hauptsächlich aber aufgrund der Schwankungen in der Anzahl der vorhandenen Bäume und letzten Endes der Heterogenität der verfügbaren Nischen sowie der Produktivität, wobei letztere durch die Obstbäume in den Garten- und Parkstadtzonen künstlich gesteigert wird.

Summary

Relationship between structure diversity and bird population in the surroundings of Saarbrücken, German Federal Republic

1. Bird communities of forest habitats located in the city of Saarbrücken were studied in order to illustrate the relationships between structural elements of the vegetation and both the composition and distribution of bird populations. Four sample plots were chosen and designated: Schanzenberg, Tierpark, Kaninchenberg and Winterberg. The first two plots had both an economic and recreative function, whereas the last two, being forest islets within the city, had only a recreative function. Because of their location with respect to the built-up areas of the city, these plots are probably subjected to diverse urban influences as well.

2. These habitats cannot be considered as natural owing to

their function and to the great number of introduced plant species. The quantitative composition of the vegetation was determined primarily for the arboreal canopy layer, and the stratification of the vegetation, measured in terms of cover density, was mapped for each of the five layers considered. Light intensity, through its influence on vegetation, can affect the reproduction of certain bird species and the distribution of the individuals. Climate plays a prominent role in the temporal distribution of birds or in their breeding success.

3. The abundance and composition of bird populations were determined with the mapping method. A great number of censuses allowed the determination of the monthly abundances. The weekly fluctuations of abundances could be followed with the aid of a calculation taking into account both the length of time an individual holds his territory during one month and the number of observations of each individual. This permitted the use of the mapping method for a shorter time period in order to account for the carrying capacity of a habitat reached during a certain time interval.

4. The densities of the hole breeders were obtained by controlling nest boxes. This allowed the gathering of data on their nesting phenology as well. Furthermore, the distribution or abundance of many species could be specified with some intensive ringing experiments.

5. The analysis of the structure of bird communities as well as that of the vegetation were performed with the use of the Shannon-Wiener function, or information-diversity $H' = -\sum p_i \ln p_i$. This diversity takes into account the number of species of a system and the uniformity of the distribution of the individuals in each sub-set of the system. It therefore allows the classification and comparison of different communities according to their integration or "stability" gradient.

6. The observations enabled the determination of the abundance of 40 breeding species. Great Tit and Blackbird were the dominating species. The presence or abundance of many species depend on the vegetation structure and the availability of each sample plot in specific ecological niches. A maximum of 187 individuals per

10 ha were censused, occuring in the Winterberg-plot, the plot nearest to the so-called urban center. Tierpark-plot had the lowest number of species and abundances; the number of species reached its maximum in Schanzenberg-plot primarily because of the heterogeneity of its vegetation and its structure. The highest abundance was reached in the month of May owing to the nesting overlapping between the early and the late breeders. The weekly abundance fluctuations of a community were influenced by the amount of precipitation and the phenology of the different species, but could be influenced also by the singing activities of birds which could vary with the reproductive cycle.

7. The study of communities of hole breeders allowed the verification of the importance of climatic factors on reproduction phenomenon. It also indicated the indirect influence of the vegetation structure on the demographic strategy used by the individuals breeding during a first or a second breeding period.

8. The vegetation structure alone accounts to a great extent for the variation observed between the abundances and the bird compositions of the different plots, but hinders a prediction of the avian diversity because of the too great similarity between the plots studied. The use of the discriminance function enabled classification of the hole breeders or the dominating species of the whole communities along a discriminance axe $sD_i = \sum_j B_{ij}\bar{X}_j$. This permits optimal separation of the different species according to the cover density measured in each vegetation layer at each nest box or in the territories of the mapped species. It is possible in this way to describe the similarity between the structures occupied by different species and to explain the population abundances observed in certain habitats. Moreover, it is possible to predict which habitats will be more liable to admit one or the other species according to its own structural features.

9. The factors responsible for the variations of the diversity (H') in terms of the number of species or the evenness of the distribution of the individuals among the species are discussed with the aid of a model applied to different types of animals communities. This model demonstrate the peculiarities of an avian community in which individuals defend a type of territory in which

the reproduction and feeding activities take place. The comparisons between the communities emphasized the fact that the number of species is the important component affecting the diversity in an avian breeding community, which is not the case in communities of terrestrial coleoptera or plankton. On the other hand, the evenness (J) is rather constant in similar habitats in which bird communities live, similar to those observed. The diversity alone proved insufficient to account for the composition of a community and its seasonal fluctuations. The results show a certain variation of diversity values in habitats which are quite similar, but our data do not enable the verification of certain more general phenomena which necessarily apply to a gradient of unsimilar habitats.

10. The model enabled a discussion of the effect of the size of insular habitats (e.g. the plots Kaninchenberg and Winterberg) on the number of species. Insular habitats in an urban area follow the same phenomena as true islands, but the vegetation structure seems more important than the urbanization factors in explaining the differences observed. The diversity varies along an urban gradient also, which depends on the age of buildings and their density, but primarily due to a variation in the number of trees present, the heterogeneity of the available niches and the productivity, this latter being artificially increased by fruit trees in the garden- or parkareas of a city.

9. Literatur

ACKERMANN,A. 1967. Quantitative Untersuchung an körnerfressenden Singvögeln. J. Orn. 108: 430-473.

ALSOP,F.J.III 1970. Census of breeding bird population in a virgin spruce fir forest on Mt. Guyot, Great Smoky Mountains national park. Migrant 41:49-55.

AMMAN,G.D. & P.H.BALDWIN 1960. A comparison of methods for censusing woodpeckers in spruce-fir forest of Colorado. Ecology 41: 699-706.

ANDERSON,T.W. 1958. An introduction to multivariate statistical analysis. John Wiley, New York, 374p.

ANDREWARTHA,H.G. & L.C.BIRCH 1954. The distribution and abundance of animals. Univ. Chicago Press, Chicago, 782p.

ANONYMUS 1972. Landschaftsplan für den Waldbereich im Großraum Saarbrücken, Waldfunktionsplan. Landesforstverwaltung des Saarlandes, 116p.

ANONYMUS 1973. Standortskartierung Saarland, Wuchsgebiet I. Landesforstverwaltung des Saarlandes.

ASCHOFF,J. & R.WEVER 1962. Beginn und Ende der täglichen Aktivität freilebenden Vögel. J.Orn. 103: 2-27.

AUCLAIR,A.N. & F.G.GOFF 1971. Diversity relations of upland forests in the western Great Lakes area. Am.Nat. 105: 499-528.

BATTEN,L.A. 1972. Breeding bird species diversity in relation to increasing urbanization. Bird Study 19: 157-166.

BATTEN,L.A. & J.MARCHANT 1977. Bird population changes for the years 1974-75. Bird Study 24: 55-61.

BERNDT,R. & H.STERNBERG 1968. Terms, studies and experiments on the problems of bird dispersion. Ibis 100: 256-269.

- 1972. Über Ort, Zeit und Größe von Ersatzbruten beim Trauerschnäpper, Ficedula hypoleuca. Beitr.Vogelkd., Leipzig 18: 3-18.

BERNDT,R. & W.WINKEL 1967. Die Gelegegröße des Trauerschnäpper (Ficedula hypoleuca) in Beziehung zu Ort, Zeit, Biotop und Alter. Vogelwelt 88: 97-136.

- 1974. Das Höhlenbrüterprogramm des Intituts für Vogelforschung "Vogelwarte Helgoland". 5. Deutsche Siedlungsdichte Tagung, 13-14.

BERTHOLD,P. 1976. Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. J.Orn. 117: 1-69.

BEST,L.B. 1975. Interpretational errors in the "mapping method" as a census technique. Auk 92: 452-460.

BEZZEL,E. 1974. Untersuchungen zur Siedlungsdichte von Sommervögeln in Talböden der Bayerischen Alpen und Versuch ihrer Interpretation. Anz.Orn.Ges.Bayern 13: 259-279.

BEZZEL,E. & J.REICHHOLF 1974. Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. J.Orn. 115: 50-61.

BLONDEL,J. 1965. Étude des populations d'oiseaux dans une garrigue méditerranéenne: description du milieu, de la méthode de travail, et exposé des premiers résultats obtenus à la période de reproduction. Terre Vie 19 : 311-341.

- 1969. Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. In: M.LAMOTHE & F.BOURLIÈRE, Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Masson, Paris, 97-151.

- 1971. La compétition intraspécifique chez les oiseaux. Rev. quest.scient. 142: 358-385.

- 1975a. L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique. I. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P.). Terre Vie 29: 533-589.

- 1975b. La dynamique des populations d'oiseaux. In: M.LAMOTHE & F.BOURLIÈRE, Problèmes d'écologie: la démographie des populations de vertébrés. Masson, Paris, 147-232.

BLONDEL,J., C.FERRY & B.FROCHOT 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". Alauda 38: 55-71.

- 1973. Avifaune et végétation. Essai d'analyse de la diversité. Alauda 41: 63-84.

BLONDEL,J. &.P.ISENMANN 1973. L'évolution de la structure des peuplements de laro-limicoles nicheurs de Camargue. Terre Vie 27: 62-84.

BOND,R.R. 1957. Ecological distribution of breeding birds in the upland forests of southern Wisconsin. Ecol.Monogr. 27: 351-384.

BOWMAN,K.O., K.HUTCHESON, E.P.ODUM & L.R.SHENTON 1971. Comments on the distribution of indices of diversity. In: International symposium on statistical ecology, Pennsylvania, 3: 315-366.

BRECKENRIDGE,W.J. 1935. A bird census method. Wilson Bull. 47: 195-197.

BREWER,R. 1963. Stability in bird populations. Occ. Papers of the C.C.Adams Center for Ecological Studies 7: 1-12.

BREWER,R. & K.G.HARRISON 1975. The time of habitat selection by birds. Ibis 117: 521-522.

BROWN,J.L. 1969. Territorial behavior and population regulation in birds: a review and re-evaluation. Wilson Bull. 81: 293-329.

BRUUN,B. 1972. Der Kosmos Vogelführer. Kosmos, Stuttgart, 317p.

BUZAS,M.A. 1972. Patterns of species diversity and their explanation. Taxon 21: 275-286.

BYSTRAK,D. & C.S.ROBBINS 1976. Bird population trends detected by the North American breeding bird survey. 5th Int. Conf. Bird Census Work, 15-21 oct. 1976, Szymbark, Poland.

CANSELA DA FONSECA,J.-P. 1969a. L'outil statistique en biologie du sol. V. Indices de diversité spécifique. Rev.Écol.Biol Sol 4:1-30.

- 1969b. L'outil statistique en biologie du sol. VI. Théorie de l'information et diversité spécifique. Rev.Écol.Biol.Sol 4: 533-555.

CODY,M.L. 1966a. The consistency of intra- and inter-continental grassland bird species counts. Am.Nat. 100: 371-376.

- 1966b. A general theory of clutch size. Evolution 20: 174-184.

- 1968. On the methods of resource division in grassland bird communities. Am.Nat. 102: 107-147.

- 1970. Chilean bird distribution. Ecology 51: 455-464.

- 1974. Competition and the structure of bird communities. Pop. Ecol. Series 7, Princeton Univ. Press, Princeton, 318p.

- 1977. Habitat relations among sylviid warblers. II. Comparative habitat preference in England and Sweden. J.Anim.Ecol. (in press).

CODY,M.L. & H.WALTER 1976. Hatitat selection and interspecific interactions among Mediterranean sylviids warblers. Oikos 27: 210-238.

COLQUHOUN,M.K. 1940. The density of woodland birds determined by the sample count method. J.Anim.Ecol. 9: 53-67.

CONNEL,J.H. & E.ORIAS 1964. The ecological regulation of species diversity. Am.Nat. 98: 399-414.

CURIO,E. 1959a. Verhaltensstudium am Trauerschnäpper. Z.Tierpsych. Beiheft 3.

- 1959b. Beiträge zur Populationsökologie des Trauerschnäppers (Ficedula h. hypoleuca). Bool.Jahrb.Abt. F Syst. 87: 185-230.

CYR,A. 1974. L'avifaune nicheuse de deux types d'associations forestières dans la zone du nouvel aéroport international de Montréal à Mirabel, Québec. Mémoire de maîtrise ès sciences, dépt. des sciences biologiques, Univ. Montréal, 230p.

- 1975. Méthode de description cartographique de l'habitat d'oiseaux forestiers. Alauda 43: 417-426.

- 1976a. A method of describing habitat structure and its use in bird population studies. 5th Int.Conf.Bird Census Work, 15-21 oct. 1976, Szymbark, Poland.

CYR,A. 1976b. A comment on the results obtained by means of the mapping method. 5th Int.Conf.Bird Census Work, 15-21 oct. 1976, Szymbark, Poland.

CYR,A. & H. OELKE 1976. Vorschläge zur Standardisierung von Biotopbeschreibungen bei Vogelbestandsaufnahmen im Waldland. Vogelwelt 97: 161-175.

DAAN,S. & J.ASCHOFF 1975. Circadian rhythms of locomotor activity in captive birds and mammals: their variation with season and latitude. Oecologia 18: 269-316.

DAMBACH,C.A. & E.E.GOOD 1940. The effect of certain land use practices on populations of breeding birds in Southern Ohio. J.Wildl.Mgmt. 4: 63-76.

DAVIS,D.E. 1942. A new census method applied to Cuban birds. Ecology 23: 370-376.

DE BENEDICTIS,P.A. 1973. On the correlations between certain diversity indices. Am.Nat. 107: 295-302.

DE LATTIN,G. 1967. Grundriss der Zoogeographie. Gustav Fischer, Stuttgart, 602p.

DHONDT,A.A. 1970. The regulation of numbers in Belgian populations of Great Tits. Proc.Adv.Study Inst. Numbers Popul.: 532-547.

- 1971. Some factors influencing territory in the Great Tit, (Parus major L.). Gerfaut 61: 125-135.

DHONDT,A.A. & H.HUBLÉ 1968. Age and territory in the Great Tit (Parus m. major L.). Angewandte Ornithologie 3: 20-24.

DIAMOND,J. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. Biol.Conserv. 7: 129-146.

DICE,L.R. 1930. Methods of indicating relative abundance of birds. Auk 47: 22-24.

DICKMAN,M. 1968. Some indices of diversity. Ecology 49: 1191-1193.

DIERSCHKE,F. 1955. Die Abhängigkeit der Siedlungsdichte der Vögel von Umfang, Gestalt und Dichte kleiner Wälder. Waldhygiene 1: 38-43.

- 1973. Die Sommervogelbestände nordwestdeutscher Kiefernforsten. Vogelwelt 94: 201-225.

DIXON,W.J. & F.J.MASSEY jr. 1969. Introduction to statistical analysis. New York, 638p.

DORST,J. 1963. Les techniques d'échantillonnage dans l'étude des populations d'oiseaux. Terre Vie 17: 180-202.

DUNBAR,M.J. 1973. Stability and fragility in arctic ecosystems. Arctic 26: 179-185.

DUNLAVY,J.C. 1935. Studies of the phyto-vertical distribution of birds. Auk 52: 425-431.

ELLENBERG,H. 1972. Belastung und Belastbarkeit von Ökosystemen. Tagungsbericht der Gesellschaft für Ökologie, Giessen, 19-26.

EMLEN,J.T. 1956. A method for describing and comparing avian habitats. Ibis 98: 565-576.

- 1966. Some quantitative representations of ecological distribution and faunal structure applied to african birds. Ostrich suppl. 6: 271-283.

- 1971. Population densities of birds derived from transect count. Auk 88: 323-342.

ENEMAR,A. 1959. On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. Vår Fågelvärld, suppl., 2: 1-114.

ENEMAR,A., S.-G.HÖJMAN, P.KLAESSON, L.NILSSON & B.SJÖSTRAND 1973. "Estimation of the density of a passerine bird community by counting nests and mapping territories in the same study plot" (in swedisch). Vår Fågelvärld 32: 252-259.

ENEMAR,A., E.NYHOLM & B.PERSSON 1972. "The influence of nestboxes on the passerine bird community of Fågelsångsdalen, Southern Sweden" (in swedisch). Vår Fågelvärld 31: 263-268.

ENEMAR,A. & B.SJÖSTRAND 1967. The strip survey as a complement to study area investigations in bird census work. Vår Fågelvärld 26: 111-130.

- 1970. Bird species densities derived from study area investigations and line transects. In: Bird Census Work and Environmental Monitoring. Ecol.Res.Comm.Bull. 9: 33-37.

- 1972. Effects of the introduction of Pied Flycatchers Ficedula hypoleuca on the composition of a passerine bird community Ornis Scandinavica 3: 79-89.

ERSKINE,A.J. 1970. Étude collective des populations d'oiseaux nicheurs du Canada, 1966-1969. Serv.Can.F., Cahier de biologie 15: 1-19.

- 1974. Problems associated with bird populations not adequately sampled by the mapping census method. Acta Orn. 14: 340-346.

- 1975. Winter birds of urban residential areas in Eastern Canada. Can.Nature Federation, sp.publ. 4: 18-31.

ERZ,W. 1964. Populationsoekologische Untersuchungen an der Avifauna zweier nordwestdeutscher Grosstädte. Zeitsch.wiss.Zool. 170: 1-111.

ERZ,W., H.MESTER, R.MULSOW, H.OELKE & K.PUCHSTEIN 1967. Empfehlungen zur Methodik von Siedlungsdichtenuntersuchungen. Orn. Mitt. 19: 251-253.

- 1968. Empfehlungen für Untersuchungen der Siedlungsdichte von Sommervogelbeständen. Vogelwelt 89: 69-78.

FERRY,C. 1976. Un test facile pour savoir si la richesse mesurée d'un peuplement se rapproche de sa richesse réelle. Jean-le-Blanc 15: 21-28.

FERRY,C. 1960. Recherches sur l'écologie des oiseaux forestiers en Bourgogne. L'avifaune nidificatrice d'un taillis sous-futaie Querceto-carpineto-scilletosum. Alauda 28: 93-123.

FERRY,C. & B.FROCHOT 1958. Une méthode pour dénombrer les oiseaux nicheurs. Terre Vie 12: 85-102.

- 1968. Dénombrement des oiseaux nicheurs d'un quadrat de jeune futaie en forêt de Citeaux. Jean-le-Blanc 7: 31-41.

- 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pédonculés en Bourgogne: étude de deux successions écologiques. Terre Vie 24: 153-250.

- 1974. L'influence du traitement forestier sur les oiseaux. In: PESSON, Écologie forestière, 309-326.

FISCHER,A.G. 1960. Latitudinal variations in organic diversity. Evolution 14: 64-81.

FISHER,R.A. 1936. The use of multiple measurements in taxonomic problems. Ann.Eugenics 7: 179-188.

- 1938. The statistical utilisation of multiple measurements. Ann.Eugenics 8: 376-386.

FLACK,J.A.D. 1976. Bird populations of Aspen forests in Western North America. Ornithol.Monogr.A.O U. 19: 1-97.

FRETWELL,S.D. 1972. Populations in a seasonal environment. Princeton Univ.Press, Princeton, 217p.

FROCHOT,B. 1971. Écologie des oiseaux forestiers de Bourgogne et du Jura. Thèse de doctorat, Univ. Dijon, 144p.

GALLI,A.E., C.F.LECK & R.T.T.FORMAN 1976. Avian distribution patterns in forest island of different sizes in central New Jersey. Auk 93: 356-364.

GALLNER,J.A. 1975. Mesure des transformations de l'avifaune dans les milieux urbanisés. 5ième Col. francophone d'ornithol. 8-9 mars 1975, Paris.

GAVARESKI,C.A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird population in Seattle, Washington. Condor 78: 375-382.

GELLERT,W., H.HÜSTNER, M.HELLWICH & H.KÄSTNER (Hrsg.) 1969. Mathematik. Leipzig, 837p.

GIBB,J. 1950. The breeding biology of the Great and Blue Titmice. Ibis 92: 507-539.

- 1956. Territory in the genus Parus. Ibis 98: 420-429.

GŁOWACIŃSKI,Z. & J.WEINER 1976. Quantitative approach to the studying of the bird community succession. 5th Int.Conf. Bird Census Work, 15-21 oct. 1976, Szymbark, Poland.

GODFREY,W.E. 1967. Les oiseaux du Canada. Musée national du Canada, Bull. 203: 1-506.

GODRON,M., P.DAGET, L.EMBERGER, G.LONG, E.LE FLOCH, J.POISSONET, C.SAUVAGE & J.-P. WACQUANT 1968. Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu (L.EMBERGER, Hrsg.) Ed. C.N. R.S., Paris, 292p.

GOULDEN,C.E. 1969. Temporal changes in diversity. In: Diversity and stability in ecological systems, Brookhaven symposia in biology 22: 96-101.

GRIME,J.P. 1966. Shade avoidance and shade tolerance in flowering plants. In: Light as an ecological factor, R.BAINBRIDGE, G.C.EVANS & O.ROCKHAM (Hrsg.), Blackwell, Oxford, 187-207.

HAARTMAN,L.v. 1951. Der Trauerfliegenschnäpper. II. Populationsprobleme. Acta Zool.fenn. 67: 1-60.

- 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. Acta Zool.fenn. 83: 1-92.

- 1956. Territory in the Pied Flycatcher, Muscicapa hypoleuca. Ibis 98: 460-475.

- 1969. The nesting habits of finnish birds. I. Passeriformes. Soc.Scient.Fenn.Comment.Biol. 32: 1-187.

- 1971. A bird census in a Finnish park. Ornis Fenn. 48: 93-100.

- 1972. Influence of territory upon structure and dynamics of bird populations. In: Population ecology of migratory birds: a symposium. Wildlife Res.Rep. 2: 101-111.

HALL,G.A. 1964. Breeding-bird censuses-why and how. Aub.Field Notes 18: 413-416.

HEINROTH,O & M. 1924-26. Die Vögel Mitteleuropas. Bd.I. Berlin.

HENZE,O. 1949. Kontrollbuch für Vogelnistkästen in der Forstwirtschaft. Garmisch-Partenkirchen, 106p.

HERMAN,C. 1971. Évolution de la territorialité dans une population de Pouillots siffleurs, (Phylloscopus sibilatrix Bechstein). Gerfaut 61: 43-86.

HESPENHEIDE.H.A. 1971. Flycatcher habitat selection in the eastern deciduous forest. Auk 88: 61-74.

HILDEN,O. 1965. Habitat selection in birds: a review. Ann.Zool. Fenn. 2: 53-75.

HINDE,R.A. 1956. The biological significance of territories of birds. Ibis 98: 340-369.

HOGSTAG,O. 1967. Factors influencing the efficiency of the mapping method in determining breeding bird populations in conifer forests. Nytt.Mag.Zool. 14: 125-141.

HÖSER,N. 1973. Bestimmung und Interpretation der Artendichte (species-diversity) von Vogelbeständen aus Zählergebnissen unterschiedlichen mathematischen und biologischen Charakters. Beitr.Vogelkd., Leipzig 19: 313-328.

HOWELL,J.C. 1951. The roadside census as a method of measuring bird populations. Auk 68: 334-357.

HURLBERT,S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52: 577-586.

HUTCHESON,K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula (mathematical model). J.Theor.Biol. 29: 151-154.

HUTCHESON,K. & L.R.SHENTON 1974. Some moments of an estimate of Shannons's measure of information. Communications in Statistics 3: 89-94.

HUTCHINSON,G.E. 1958. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. Quant.Biol. 22: 415-427.

- 1959. Homage to Santa Rosalia or Why are there so many kinds of animals? Am.Nat. 93: 145-159.

INTERNATIONAL BIRD CENSUS COMMITTEE (the) 1970. Recommandations for an international standard for a mapping method in bird census work. In: Bird Census Work and Environmental Monitoring. Ecol.Res.Comm.Bull. 9: 49-52.

JABŁOŃSKI,B. 1967. The phenological interchange in forests in the east part of the Masovian Lowland region in relation to ecological isolation. Ekologia Pol. A 15: 183-272.

JAMES,F.C. 1971. Ordinations of habitat relationship among breeding birds. Wilson Bull. 83: 215-236.

JAMES,F.C. & H.H.SHUGART jr. 1970. A quantitative method of habitat description. Aud.Field Notes 24: 726-736.

- 1974. The phenology of the nesting season of the American Robin (Turdus migratorius) in the United States. Condor 76: 159-168.

JÄRVINEN,O. & L.SAMMALISTO 1973. Indices of community structure in incomplete bird censuses when all species are equally detectable. Ornis Scand. 4: 127-143.

JÄRVINEN,O. & R.O.VÄISÄNEN 1973. Species diversity of finnish birds. I. Zoogeographical zonation based on land birds. Ornis Fenn. 50: 93-119.

- 1976a. Between-year component of diversity in communities of breeding land birds. Oikos 27: 34-39.

- 1976b. Species diversity of finnish birds. II. Biotopes at the transition between taiga and tundra. Acta Zool.Fenn. 145: 1-35.

JOHNSON,N.K. 1975. Controls of number of bird species on montane islands in the Great Basin. Evolution 29: 545-567.

JOHNSTON,D.W. & E.P.ODUM 1956. Breeding bird populations in relation to plant succession on the Piedmont of Georgia. Ecology 37: 50-62.

JØRGENSEN,C.H. 1971. "Results of breeding bird censuses in danish farmland in 1969 and 1970" (in danish). Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 65: 98-108.

KARR,J.R. 1968. Habitat and avian diversity on strip-mined land in east-central Illinois. Condor 70: 348-357.

- 1971. Structure of avian communities in selected Panama and Illinois habitats. Ecol.Monogr. 41: 207-233.

- 1976. Seasonnality, ressource availability, and community diversity in tropical bird communities. Am.Nat.110: 973-994.

KARR,J.R. & R.R.ROTH 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. Am.Nat. 105: 423-435.

KENDEIGH,S.C. 1944. Measurement of bird populations. Ecol.Monogr. 14: 69-106.

- 1947. Bird population studies in the coniferous forest biome during a spruce budworm outbreak. Dep. Lands Forests Ont. Can. Div. Res. Biol. Bull. 1: 1-100.

- 1956. A trail census of birds at Itasca State Park, Minnesota. Flicker 28: 90-104.

KIRCHHOFF,K. 1972. Der Brutvogelbestand eines Wiesen-Feldmarkgebietes mit Knicks in Hamburg-Hummelsbüttel in den Jahren 1968 und 1969. Hamburger Avifau.Beitr. 10: 177-192.

KIRSCHBAUM,U. 1972. Flechtenkartierungen in der Region Untermain zur Erfassung von Immissionsbelastungen. Tagungsbericht der Gesellschaft für Ökologie, Giessen, 133-140.

KLOCKARS.B. 1936. Versuch einer quantitativen Untersuchung des Wintervogelbestandes. Ornis Fenn. 13: 139-147.

KLOPFER,P.H. & R.H.MACARTHUR 1960. Niche size and faunal diversity. Am.Nat. 94: 293-300.

- 1961. On the causes of tropical species diversity: niche overlap. Am.Nat. 95: 223-226.

KLUYVER,H.N. 1951. The population ecology of the Great Tit, Parus m. major L. Ardea 39: 1-135.

- 1963. The determination of reproductive rates in Paridae. Proc. XIII Intern.Ornithol.Congr., 706-716.

- 1966. Regulation of a bird population. Ostrich suppl. 6: 389-396.

KRÄTZIG,H. 1939. Untersuchungen zur Siedlungsbiologie waldbewohnender Höhlenbrüter. Orn.Abh.Berlin 1: 1-96.

KREBS,C.J. 1972. Ecology, the experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row, New York, Evanston, San Francisco, London. 694p.

KRICHER,J.C. 1972. Bird species diversity: the effect of species richness and equitability on the diversity index. Ecology 53: 278-282.

- 1973. Summer bird species diversity in relation to secondary succession on the New Jersey Piedmont. Am.Midl.Nat. 89: 121-137.

KRICHER,J.C. 1975. Diversity in two wintering bird communities: possible weather effects. Auk 92: 766-777.

KRYTER,K.D. 1970. The effects of noise on man. Academic Press, New York, London. 633p.

KRZANOWSKI,A. 1964. The aural stationary record a quick method of quantitative studies of forest avifauna. Ekologia Polska Ser. B 10: 221-233.

LACK,D. 1933. Habitat selection in birds with special reference to the effect of afforestation on the Breckland avifauna. J. Anim.Ecol. 2: 239-262.

- 1937a. Review of bird census work and bird population problems Ibis Ser. 14 1: 369-395.

- 1937b. The psychological factor in bird distribution. Brit. Birds 31: 130-136.

- 1944. The ecological aspects of species-formation in passerine birds. Ibis 86: 260-286.

- 1950. The breeding seasons of European birds. Ibis 92: 288-316.

- 1953. The life of the Robin. Penguin, London, 240p.

- 1954. The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford, 343p.

- 1955. British tits (Parus spp.) in nesting boxes. Ardea 43: 50-84.

- 1958. A quantitative breeding study of British tits. Ardea 46: 91-124.

- 1966. Population studies of birds. Clarendon Press, Oxford, 341p.

- 1968. Ecological adaptations for breeding in birds, Methuen, London, 409p.

- 1971. Ecological isolation in birds. Blakwell, Oxford, Edinburg, 404p.

LACK,D. & L.S.V.VENABLES 1939. The habitat distribution of british woodland birds. J.Anim.Ecol. 8: 39-71.

LINSDALE,J.M. 1928. A method of showing relative abundance of occurence of birds. Condor 30: 180-184.

LLOYD,M. & R J.GHELARDI 1964. A table for calculating the "equitability" component of species diversity. J.Anim.Ecol. 33: 217-225.

LLOYD,M., J.H.ZAR & J.R.KARR 1968. On the calculation of information-theoretical measures of diversity. Am.Mid.Nat. 79: 257-272.

LÖHRL,H. 1964. Mischgelege, Doppelgelege und verlegte Eier bei Höhlenbrütern (Gattung Parus, Ficedula). Vogelwelt 85: 182-187.

- 1970. Unterschiedliche Bruthöhlenansprüche von Meisenarten und Kleibern als Beitrag zum Nischenproblem. Verhandlungsbericht der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 64: 314-317.

LÖHRL,H. 1973. Nisthöhlen, Kunstnester und ihre Bewohner. DBV-Verlag, Stuttgart, 135p.

- 1976. Die Sumpfmeise (Parus palustris) als Brutvogel des Fichtenwaldes im Vergleich zu Tannen-, Blau- und Kohlmeise (P. ater, P. caeruleus und P. major). Vogelwelt 97: 217-223.

LOVEJOY,T.E. 1975. Bird diversity and abundance in Amazon Forest communities. Living Bird 13: 127-191.

MACARTHUR,R.H. 1957. On the relative abundance of bird species. Proc.Nat.Acad.Sci. 43: 293-295.

- 1960. On relative abundance of species. Am.Nat. 94: 25-36.

- 1964. Environmental factors effecting bird species diversity. Am.Nat. 98: 387-397.

- 1965. Patterns of species diversity. Biol.Rev. 40: 510-533.

- 1966. Note on Mrs. Pielou's comments. Ecology 47: 1074.

- 1968. The theory of the niche. In: R.C.LEWONTIN (Hrsg.) Symposium on population biology. Syracuse Univ. Press, Syracuse, 159-176.

- 1972. Geographical Ecology. Patterns in the distribution of species. Harper & Row, New York, 269p.

MACARTHUR,R.H. & J.W.MACARTHUR 1961. On bird species diversity. Ecology 42: 594-598.

MACARTHUR,R.H., H.RECHER & M.CODY 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. Am.Nat. 100: 319-325.

MACARTHUR,R.H. & E.O.WILSON 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, 203p.

MAGUIRE,B.jr. 1967. A partial analysis of the niche. Am.Nat. 101: 515-526.

MANNES,P. & R.ALPERS 1975. Über Fehlergrössen bei Siedlungsdichte-Untersuchungen an höhlenbrütenden Singvögeln nach der Kartierungsmethode. J.Orn. 116: 308-314.

MARGALEF,R. 1958. Information theory in ecology. Gen.Systems 3: 37-31.

- 1963. On certain unifying principles in ecology. Am.Nat. 97: 357-374.

- 1968. Perspectives in ecological theory. Univ. Chicago Press, Chicago, London, 111p.

- 1969. Diversity and stability: a practival proposal and a model of interdependence. In: Diversity and stability in ecological systems, Brookhaven symposia in biology 22: 25-37.

MARTIN,N.D. 1960. An analysis of bird populations in relation to forest succession in Algonquin Provincial Park, Ontario. Ecology 41: 126-140.

MATHIAS,K. 1974. Geologie und Geographie des Saarlandes. Wiebelskirchen, 40p.

MCINTOSH,R.P. 1967. An Index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. Ecology 48: 392-404.

MCLAY,C.L. 1974. The species diversity in New Zealand forest birds: some possible consequence of the modification of the beech forests. N.Z.J.Zool. 1: 179-196.

MEISCH,H.-U. & P.MÜLLER 1969. Die Avifauna des Stadtgebietes von Saarbrücken. Abh. Arbeitsgemeinschaft für Tier- und Pflanzengeographische Heimatforschung im Saarland 1: 6-31.

MERIKALLIO,E. 1946. Über regionale Verbreitung und Anzahl der Landvögel in Süd- und Mittelfinnland, besonders in deren östlichen Teilen, im Lichte von quantitativen Untersuchungen. Ann. Zool.Soc.Vanamo 12(1): 1-143.

MÜLLER,P. 1972. Probleme des Ökosystems einer Industriestadt, dargestellt am Beispiel von Saarbrücken. Tagungsbericht der Gesellschaft für Ökologie, Giessen, 123-132.

- 1974a. Aspects of Zoogeography. Junk, The Hague, 208p.

- 1974b. Was ist "Ökologie"? Geoforum 18: 78-81.

- 1974c. Ökologische Kriterien für die Raum- und Stadtplanung. Umwelt Saar, Saarbrücken, 6-51.

- 1975. Biogeographie und Umweltplanung. Aus Forschung und Lehre, Hochschule des Saarlandes 8: 1-40.

- 1976. Tiere als Belastungsindikatoren und ökologische Kriterein. Daten und Dokumente zum Umweltschutz 19: 153-171.

- 1977. Tiergeographie: Struktur, Funktion u. Indikatorbedeutung von Arealen. Teubner, Stuttgart, 268p.

MÜLLER,P., U.KLOMAN, P.NAGEL, H.REIS & A.SCHÄFER 1975. Indikatorwert unterschiedlicher biotischer Diversität in Verdichtungsraum von Saarbrücken. Verh.Ges.Ökologie, Erlangen 1974, 113-128.

MÜLLER,P. & A,SCHÄFER 1976. Diversitätsuntersuchungen und Expositionstests in der mittleren Saar. Forum Umwelt Hygiene 27: 43-46.

MULSOW,R. 1968. Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Hamburger Vogelwelt. Abh.Verh.Naturwiss.Ver.Hamburg N.F. 12: 123-188.

- 1976. Die Avizönose der Gartenstadtzone. Vogelwelt 97: 55-68.

NAGEL,P. 1975. Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insekta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten. Dissertation, Saarbrucken, 225p.

- 1976. Die Darstellung der Diversität von Biozönosen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10: 381-391.

NAUMANN,J.A. 1905. Naturgeschichte der Vögel Mitteleuropas. Bd. I. drosseln. Neue Ausgabe hrsg. von C.R.HENNICKE, Köhler, Gera.

NEF,L. 1962. Introduction aux techniques de dénombrement de populations d'oiseaux. Gerfaut 52: 392-407.

NICE,M.M. 1941. The role of territory in bird life. Am.Midl.Nat. 26: 441-487.

NICE,M.M. 1964. Studies in the life history of Song Sparrow. Dover, New York, 2 Bänder.

NICE,M.M. & L.B.NICE 1921. The roadside census. Wilson Bull. 33: 113-123.

NICHOLS,J.D., W.CONLEY, B.BATT & A.R.TIPTON 1976. Temporally dynamic reproductive strategies and the concept of r- and K-selection. Am.Nat. 110: 995-1005.

NIEMEYER,H. 1975. Parameter zur Kennzeichnung von Wasservogelbeständen im Winterhalbjahr, dargestellt am Beispiel der Internationalen Entenvogelzählung von 1951-1961. J.Orn. 116: 154-167.

NIETHAMMER,G., H.KRAMER & H.E.WOLTERS 1964. Die Vögel Deutschlands Artenliste. Akademische Verlag, Frankfurt / M, 138p.

ODUM,E.P. & E.J.KUENZLER 1955. Measurement of territory and home range size in birds. Auk 72: 128-137.

OELKE,H. 1966. Thirty-five years of breeding-bird census work in Europe. Aud. Field Notes 20: 635-642.

- 1974. Siedlungsdichte. In: BERTHOLD,P., BEZZEL.E. & G.THIELKE (Hrsg.), Praktische Vogelkunde, Kilda, Greven, 33-44.

- 1975. Empfehlungen für Siedlungsdichte-Untersuchungen sog. schwieriger Arten. Vogelwelt 96: 148-158.

PAINE,R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. Am. Nat. 100: 65-75.

PALMGREN,P. 1930. Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Sudfinnlands. Acta Zool.Fenn. 7: 1-218.

- 1933. Die Vogelbestände zweier Wäldchen nebst Bemerkungen über die Brutreviertheorie und quantitativen Methodik bei Vogelbestandsaufnahmen. Ornis Fenn. 10: 61-94.

- 1936. Bemerkungen über die ökologische Bedeutung der biologischen Anatomie des Fusses bei einiger Kleinvogelarten. Ornis Fenn. 13: 53-58.

- 1941. Oekologische Probleme der Ornithologie. J.Orn. 89: 103-123.

PARNELL,J.F. 1969. Habitat relations of the Parulidae during spring migration. Auk 86: 505-521.

PARSONS,D.J. 1976. Vegetation structure in the mediterranean scrub communities of California and Chile. J.Ecol. 64: 435-447.

PEARSON,D.L. 1971. Vertical stratification of birds in a tropical dry forest. Condor 73: 46-55.

- 1975. The relation of foliage complexity to ecological diversity of three amazonian bird communities. Condor 77: 453-466.

PEITZMEIER,J. 1950. Untersuchungen über die Siedlungsdichte der Vogelwelt in kleinen Gehölzen in Westfalen. Natur & Heimat 10: 30-37.

PERRINS,C.M. 1963. Survival in the Great Tit Parus major. Proc. XIII Int.Orn.Congr. 717-728.

PERRINS,C.M. 1965. Population fluctuations and clutch-size in the Great Tit, Parus major. J.Anim.Ecol. 34: 601-647.

- 1973. Some effects of temperature on breeding in the Great Tit and Manx Shearwater. J.Reprod.Fert. Suppl. 19: 163-173.

PETERS,D.S. 1963. Ökologische Studien an Parkvögeln unter besonderer Berücksichtigung methodikquantitativer Bestandsaufnahmen. Biol.Abh. 27/28: 1-44.

PETTINGILL,O.S. jr. 1970. Ornithology in laboratory and field. Burgess, Minneapolis, 524p.

PFEIFER,S. 1963. Dichte und Dynamik von Brutpopulationen zweier deutscher Waldgebiete 1949-61. Proc. XIII Int.Orn.Congr. 754-765.

PIANKA,E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. Am.Nat. 100: 33-46.

- 1970. On r- and K-selection. Am.Nat. 104: 592-597.

- 1972. r and K selection or b and d selection? Am.Nat. 106: 581-588.

PIANKA,E.R. & R.B.HUEY 1971. Bird species density in the Kalahari and the australian deserts. Koedoe 14: 123-130.

PIELOU,E.C. 1966a. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. Am.Nat. 100: 463-465.

- 1966b. Comment on a report by J. H. Vandermeer and R. H. MacArthur concerning the broken stick model of species abundance. Ecology 47: 1073-1074.

- 1969. An Introduction to mathematical ecology. Wiley interscience, New York, London, Sydney, Toronto, 286p.

- 1975. Ecological diversity. Wiley, New York, London, Sydney, Toronto, 165p.

PIELOWSKI,Z. 1961a. Über die Vertikalverteilung der Vögel in einem Pineto-Quercetum Biotop. Ekologia Pol. A 9: 1-23.

- 1961b. Untersuchungen über die Struktur der Vogelgesellschaften einiger Waldbiotope. Vogelwelt 82: 65-83.

POUGH,R.H. 1950. Comment faire un recensement d'oiseaux. Terre Vie 97: 203-217.

PRESTON,F.W. 1960. Time and space and the variation of species. Ecology 41: 611-627.

RAO,C.R. 1970. Anvanced statistical methods in biometric research. Darien, Connecticut, 390p.

RECHER,H.F. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. Am.Nat. 103: 75-80.

- 1971. Bird species diversity: a review of the relation between species number and environment. Proc.Ecol.Soc.Australia 6: 135-152.

RICE,E.L. & R.W.KELTING 1955. The species-area curve. Ecology 36: 7-11.

RHEINWALD,G. 1976. Höhenabhängigkeit einiger Brutparameter bei der Kohlmeise. 88. Deutsche Ornithologen-Gesellschaft Tagung, Kiel, 9-14 sept. 1976.

RICKLEFS,R.E. 1966. The temporal component of diversity among species of birds. Evolution 20: 235-242.

ROBBINS,C.S. 1973. Hickory-oak-ash Floodplain Forest. Am.Birds 27: 963-964.

- 1976. Data bank of North American breeding bird censuses. 5th. Int.Conf.Bird Census Work, 15-21 oct. 1976, Szymbark, Poland.

ROBBINS,C.S. & W.T.VAN VELZEN 1967. The breeding bird survey 1966. U.S. Dept.Int. Special Scientific Report, Wildlife 102: 1-43.

- 1969. The breeding bird survey 1967 and 1968. U.S. Dept.Int. Special Scientific Report, Wildlife 124: 1-107.

- 1974. Progress Report on the North American breeding bird survey. Acta Orn. 14: 170-191.

ROTH,R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. Ecology 57: 773-782.

RØV,N. 1975. Breeding bird community structure and species diversity along an ecological gradient in deciduous forest in western Norway. Ornis Scand. 6: 1-14.

SAEMANN,D. 1968. Zur Typisierung städtischer Lebensräume im Hinblick auf avifaunistische Untersuchungen. Mitt. IG Avifauna DDR 1: 81-88.

- 1970. Die Brutvogelfauna einer Sächsischen Großstadt. Veröff. Mus.Naturk.Karl-Marx-Stadt 5: 21-85.

SAGER,P.E. & A.D.HASLER 1969. Species diversity in lacustrine phytoplankton. I. The components of the index of diversity from Shannons's formula. Am.Nat. 103: 51-60.

SCHÄFER,A. 1975. Die Bedeutung der Saarbelastung für die Arealdynamik und Struktur von Molluskenpopulationen. Dissertation, Saarbrücken, 309p.

SCHERNER,E.R. 1972. Dichte, Produktion und Umsatzrate bei 3 Höhlenbrüter-Populationen (Parus caeruleus, Parus major, Passer montanus) im südöstlichen Niersachsen. Angewandte Orn. 4: 35-42.

SCHMEIL-FITSCHEN 1973. Flora von Deutschland. 85.Auflage, Heidelberg, 516p.

SCHMITHÜSEN,J. 1968. Allgemeine Vegetationsgeographie. Lehrbuch der allgemeinen Geographie, IV. Walter de Gruyter, Berlin. 463p.

SCHNEIDER,H. 1972. Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 159 Saarbrücken. Bonn-Bad Godesberg. Abschn. 186.1, 191.2, 197.1, 198.0.

SCHOLZ,M. 1972. Untersuchungen zur Siedlungsdichte und Reviergröße der Vögel in einem Perlgras-Buchenwald (Melico-Fagetum) in Cappenberg bei Lünen. Vogelwelt 93: 121-133.

SHELDON,A.L. 1969. Equitability indices: dependence on the species count. Ecology 50: 466-467.

SHUGART,H.H.jr. & D.JAMES 1973. Ecological succession of breeding bird populations in Northwestern Arkansas. Auk 90: 62-77.

SHUGART,H.H.jr. & B.C.PATTEN 1972. Niche quantification and the concept of niche pattern. In: Systems analysis and simulation in ecology, Academic Press, New York, London, 2: 283-327.

SIMBERLOFF,D. 1976. Experimental zoogeography of islands: effects of island size. Ecology 57: 629-648.

SLAGSVOLD,T. 1975a. Breeding time of birds in relation to latitude. Norw.J.Zool. 23: 213-218.

- 1975b. Competition between the Great Tit Parus major and the Pied Flycatcher Ficedula hypoleuca in the breeding season. Ornis scand. 6: 179-190.

SLUD,P. 1976. Geographic and climatic relationship of avifaunas with special reference to comparative distributions in the neotropics. Smithson.Contrib.Zool. 212:1-149.

SMITH,H.F. 1936. A discriminant function for plant selection. Ann.Eugenics 7: 240-250.

SMITH,N.G. 1975. "Spshing noise": biological significance of its attraction and nonattraction by birds. Proc.Nat.Acad.Sc. 72: 1411-1414.

SNOW,D.W. 1965. The relationship between census results and the breeding population of birds on farmland. Bird Study 12: 287-304.

SOKAL,R.R. & F.J.ROHLF 1969. Biometry. Freeman, San Francisco, 776p.

SORG,W. 1965. Grundlagen einer Klimakunde des Saarlandes nach den Messungen von 1949-1960. Abh.a.d.Geogr.Inst.d.Univ.d.Saarlandes, Bd. 8.

SUKOPP,H., W.KUNICK, M.RUNGE & F.ZACNARIAS 1974. Ökologische Charakteristik von Grossstädten, dargestellt am Beispiel Berlins. Verh.Ges.Ökol., Saarbrücken 1973: 383-403.

SVÄRDSON,G. 1949. Competition and habitat selection in birds. Oikos 1: 157-174.

SVENSSON,S. 1974. Interpersonal variation in species map evaluation in bird census work with the mapping method. Acta Orn. 14: 322-338.

- 1975. "The bird communities of five different habitats at Krankesjön" (in swedish). Anser 14: 117-126.

- 1976. The Swedish-Federal Republic of Germany bird-monitor-index, results of the census period 1974-1975. 5th Int.Conf.Bird Census Work, 15-21 oct. 1976, Szymbark, Poland.

TENOVUO,R. 1967. Zur Urbanisierung der Vögel in Finnland. Ann. Zool.Fenn. 4: 33-44.

THALER,E. 1976. Nest und Nestbau von Winter- und Sommergoldhähnchen (Regulus regulus und R. ignicapillus). J.Orn. 117: 121-144.

THÉOBALD,N. 1952. Aperçu géologique du territoire de la Sarre. West-Ost Verlag, Saarbrücken, 80p.

THIELCKE,G. 1970. Die sozialen Funktionen der Vogelstimmen. Vogelwarte 25: 204-229.

THOMÉ,M. 1976. Ökologische Kriterien zur Abgrenzung von Schadräumen in einem urbanen System - Dargestellt am Beispiel der Stadt Saarbrücken. Dissertation, Saarbrücken, 259p.

TOMOFF,C.S. 1974. Avian species diversity desert scrub. Ecology 55: 396-403.

TRAMER,E.J. 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. Ecology 50: 927-929.

- 1974. On latitudinal gradients in avian diversity. Condor 76: 123-130.

TROLL,C. 1959. Die geographischen Grundlagen des Saarlandes. Saarheimat 3(9): 14-18.

VAN BALEN,J.H. 1973. A comparative study of the breeding ecology of the Great Tit Parus major in different habitats. Ardea 61: 1-93.

VANDERMEER,J.H. & R.H.MACARTHUR 1966. A reformulation of alternative (b) of the broken stick model of species abundance. Ecology 47: 139-140.

VAN VELZEN,W.T. 1972a. Breeding-bird census instructions. Am. Birds 26: 1007-1010.

- 1972b. Thirty-sixth breeding bird census. Am.Birds 26: 937-1006. Census nr. 7,8,18,24,30,37,39,42,43,55,56,84,90.

VAN VELZEN,W.T. & C.S.ROBBINS 1971. The breeding bird survey 1969. Migratory bird population station, Laurel, Maryland, 75p.

VUILLEUMIER,F. 1970. Insular biogeography in continental regions. I. The northern andes of South America. Am.Nat. 104: 373-388.

- 1973. Rapports entre l'écologie et la génétique des populations. Terre Vie 27: 179-231.

WAGNER,A. 1965. Zur Regionalgliederung im Saarland. Mitt.d.Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 15: 3-23.

WASILEWSKI,A. 1961. Certains aspects de the habitat selection of birds. Ekologia Pol. ser.A 9: 111-137.

WESOLOWSKI,T. 1975. "The birds of the Bytyńskie Lake (distr. Poznań)". Acta Ornithol. 15:113-144.

WHITTAKER,R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21: 213-251.

WHITTAKER,R.H., S.A.LEVIN & R.B.ROOT 1973. Niche, habitat and ecotope. Am.Nat. 107: 321-338.

WILLIAMS,A.B. 1936. The composition and dynamics of a beech-maple climax community. Ecol.Monogr. 6: 317-408.

WILLIAMSON,K. 1964. Bird census work in woodland. Bird Study 11: 1-22.

- 1972. The conservation of bird life in the new coniferous forests. Forestry 45: 87-100.

WILLIAMSON,K., R.BAILY & L.BATTEN 1968. Guiding principles for the analysis of common birds census returns. Rundschreiben Brit. Trust Orn. Population Section 1-10.

WILLIAMSON,K. & L.BATTEN 1976. Some ecological implications of the british common birds census. 5th Int.Conf.Bird Census Work, 15-21 oct. 1976, Szymbark, Poland.

WILLIAMSON,K. & R.C.HOMES 1964. Methods and preliminary results of the common birds census, 1962-63. Bird Study 11: 240-256.

WINK,M. 1974. Veränderung des Brutvogelbestandes der Siegniederung bei Bonn in den vergangenen 14 Jahren (1960-1973). Vogelwelt 95: 121-137.

- 1975. Der Einfluß der Höhenlage auf die Brutvogelgemeinschaften von Besenginster (Sarothamnus)-Heiden der Eifel. Vogelwelt 96: 121-135.

WINKEL,W. 1975. Vergleichend-brutbiologische Untersuchungen an fünf Meisen-Arten (Parus spp.) in einem niedersächsischen Aufforstungsgebiet mit Japanischer Lärche Larix leptolepis. Vogelwelt 96: 41-63 u. 104-114.

WINTERNITZ,B.L. 1976. Temporal change and habitat preference of some montane breeding birds. Condor 78: 383-393.

WITT,K. 1976. Sommervogeldichte eines Kiefern-Eichenmischenwaldes in Berlin 1968-1973. Vogelwelt 97: 41-55.

YAPP,W.P. 1956. The theory of line transects. Bird Study 3: 93-104.

- 1962. Birds and woods. Oxford Univ. Press, Oxford.

ZANG,H. 1975. Populationsstudien am Trauerschnäpper (Ficedula hypoleuca) im Bergwald des Harzes als einem suboptimalen Habitat. Vogelwelt 96: 161-184.

A N H A N G

T A B E L L E N

Tab. 1 Übersicht der Merkmale der Untersuchungsflächen (Morphologie, Lage und Vegetationskomponenten)

Fläche	Größe (ha) max. Breite max. Länge	Form	Höhe über NN	Neigung	Entfernung vom Stadtkern	Waldtyp	Deckungsgrad (Mittel von 5 Schichten)	Diversität der Struktur des Biotops	Diversität der Pflanzengesellschaften
S	9,9 225m 480m		200 bis 227m	3,8° NO-SW 13,4° SO 22° NW	3,25km W Stadtwald Alt-Saarbrücken	Fichten-Eichen-Buchen-Mischwald	51,8%	1.17	2,57
K	10,3 215m 425m		205 bis 265,4m	2,9° oben 13,6 O 31,0 SW	2km O Waldinsel in der Stadt	Hainbuchen-Robinien-Kirschbaum-Mischwald	52,5%	1,18	2,47
W	7,8 100m 775m		255 bis 277m	24,4° bis 33,1° N	1,5km S Waldinsel in der Stadt	Bergahorn-Edelkastanien-Mischwald	57,9%	1,23	2,19
T	6,9 240m 385m		236 bis 295m	5,9° bis 7,7° SO	3km NO Stadtwald St-Johann	Eichen-Lärchen-Mischwald	44,3%	1,06	1,22

Tab. 2 Anzahl der Kontrollen pro Monat und Fläche in den jeweiligen Jahren

Bestandsaufnahmen 1974

Monat	Flächen			
	S	K	W	T
April	5	8	9	7
Mai	11	14	11	9
Juni	11	12	11	10
Juli	5	5	4	3
Summe	32	39	35	29
Nistkasten-kontrollen	23	22	20	24

Bestandsaufnahmen 1975

Monat	Flächen			
	S	K	W	T
März	1	2	3	2
April	12	13	11	12
Mai	11	9	8	12
Juni	14	12	13	13
Juli	11	13	11	7
Summe	49	49	46	46
Nistkasten-Kontrollen	15	21	15	21

Tab. 3 Dauer der Kontrollen pro Fläche und Jahr (in Stunden)

Fläche	Zählungsdauer		Mittlere Zählungsdauer		Durchnittlicher mittlerer Zeitpunkt der Aufnahmen	
	1974	1975	1974	1975	1974	1975
S	94:00	124:25	2:56	2:33	10:30	9:30
K	94:50	137:15	2:26	2:44	11:00	8:50
W	94:30	111:10	2:42	2:22	10:55	8:45
T	68:35	85:25	2:22	1:58	9:55	8:50

Tab. 4 Wissenschaftliche Namen der im Text erwähnten Vogelarten sowie verwendeten Abkürzungen und Wanderungsart (J = Jahresvogel, T = Teilzieher, S = Sommervogel)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Abkürzung	Wanderungsart
Waldohreule	Asio otus	Ao	T
Waldkauz	Strix aluco	Sx	J
Turmfalke	Falco tinunculus	Ft	T
Ringeltaube	Columba palumbus	Cp	T
Grauspecht	Picus canus	Pic	J
Buntspecht	Dendrocopos major	Dm	J
Zaunkönig	Troglodytes troglodytes	Tro	T
Heckenbraunelle	Prunella modularis	Pru	T
Gartengrasmücke	Sylvia borin	Sb	S
Mönchsgrasmücken	Sylvia atricapilla	Sa	S
Fitis	Phylloscopus trochilus	Pt	S
Zilpzalp	Phylloscopus collybita	Pco	S
Waldlaubsänger	Phylloscopus sibilatrix	Ps	S
Wintergoldhähnchen	Regulus regulus	Rg	T
Sommergoldhähnchen	Regulus ignicapillus	Ri	T
Trauerschnäpper	Ficedula hypoleuca	Fh	S
Grauschnäpper	Muscicapa striata	Ms	S
Gartenrotschwanz	Phoenicurus phoenicurus	Ph	S
Nachtigall	Luscinia megarhynchos	Lm	S
Rotkehlchen	Erithacus rubecula	Er	T
Singdrossel	Turdus philomelos	Tph	T
Amsel	Turdus merula	Tm	J (Stadt)
Haubenmeise	Parus cristatus	Pcr	J
Sumpfmeise	Parus palustris	Pp	J
Blaumeise	Parus caeruleus	Pca	J
Kohlmeise	Parus major	Pm	J
Tannenmeise	Parus ater	Pa	J
Kleiber	Sitta europaea	Se	J
Gartenbaumläufer	Certhia brachydactyla	Cb	J

Tab. 4 Fortsetzung

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Abkürzung	Wanderungsart
Buchfink	Fringilla coelebs	Fc	T
Girlitz	Serinus serinus	Ss	T
Grünling	Carduelis chloris	Cch	J
Kernbeißer	Coccothraustes coccothraustes	Co	J
Gimpel	Pyrrhula pyrrhula	Py	J
Feldsperling	Passer montanus	Pmo	J
Haussperling	Passer domesticus	Pd	J
Star	Sturnus vulgaris	Sv	J
Eichelhäher	Garrulus glandarius	Gg	J
Rabenkrähe	Corvus corone	Cc	J

Tab. 5 Analyseverfahren der wöchentlichen Abundanzen der Vogelgemeinschaften

MONAT		1				2				3				---
WOCHE		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	---
DATEN DER ZÄHLUNGEN		•• ••	••	•• •	•	•	•	••• •	•	••	••	•• •	• •	---
ART X														
REVIER	1			• •	•	•		• •	•		• •	• •		
	2	•	•	••		•	•	•		•	••	•	• •	
	3	••	•	•	•						••	•	•	•
ART Y														
REVIER	1	••	•	•	•	•	•							
	2			••	•									
	3						•	•	•		••			•
SUMME ALLER ARTEN		3	3	4	4	3	3	3	3	3	4	4	3	5
		=	=											=
		A_1	A_2	- - -										A_N
ARTENZAHL		S_1	S_2	- - -										S_N
DIVERSITÄT		H'_1	H'_2	- - -										H'_N

TAB. 6 bis 9 Ergebnisse der quantitativen Vegetationsaufnahmen auf Flächen S, K, W und T. Aufnahmen nach der Methode von JAMES & SHUGART (1970) (vgl. auch CYR & OELKE 1976). H'_{sv}, H'_{Q1}, H'_{Q2}, H'_{D} sind im Test (2.2) näher erläutert. $\overline{QBH}$ ist die durchschnittliche Querschnittsfläche der Bäume einer Probefläche und ist gleich:

$$\frac{\sum_{i=1}^{N} \overline{Q}\ D_i}{D.} \times 100$$

wobei N die Anzahl der Durchmesserklassen angibt, D_i die Dichte in der i-ten Durchmesserklasse und D. die gesamte Dichte. $\overline{Q}$ ist die durchschnittliche Querschnittsfläche einer Durchmesserklasse. Die $\overline{Q}$-Werte sind in die Tabelle unter A^5, B, ... , H eingetragen; genauere Angaben für $\overline{Q}$ sind nach CYR & OELKE (1976) berechnet worden.

ZUSAMMENFASSUNG DER AUFNAHMEN AUF DEN KREISFLÄCHEN

SCHANZENBERG

ANZAHL DER FLÄCHEN 11

	BÄUME ART	DICHTE[1] GESAMTZAHL DER BÄUME PRO DURCHMESSERKLASSE A 7,6-15 cm	B 16-23	C 24-31	D 32-39	E 40-47	F 48-55	G 56-63	H[4] > 101	SUMME	EINZELBÄUME PRO HA (pro Art)[2]	RELATIVE DICHTE (Pro Art)[3]	QUERSCHNITTSFLÄCHE (m²) QUERSCHNITTSFLÄCHE DES STAMMES IN BRUSTHÖHE (1,5m über dem Boden) A[5] 0,01	B 0,03	C 0,07	D 0,16	E 0,29	F 0,46	G 0,67	H 0,90	Gesamte Querschnittsfläche pro Art (m²)	Dominanz der Querschnittsfläche[6]	FREQUENZ Anzahl der Flächen in denen Arten vorhanden sind	RELATIVE HÄUFIGKEIT in %
1	Pinus nigra	122	11							133	121	21	1,32	0,33							1,65	11,3	1	9
2	Picea abies	51	58	14						84	202	13	0,37	1,14	0,98						2,49	17	6	41
3	Ulmus carpinifolia	52	16	19						61	152	10	0,32	0,48	1,33						2,13	14,6	4	27
4	thuya sp	10	49	5						64	145,5	9,5	0,10	1,47	0,35						1,92	13,1	5	20
5	Quercus robur	41	22	4						67	152	10	0,41	0,66	0,28						1,35	9,2	9	61
6	Carpinus betulus	49	8							57	129,5	8,5	0,49	0,24							0,73	5	3	20
7	Fagus sylvatica	47	6							53	120,5	7,5	0,47	0,18							0,65	4,4	3	20
8	Larix decidua	31	9		1					41	93	6	0,31	0,27		0,16					0,74	5,1	3	20
9	Quercus petraea	10	4							14	32	2	0,10	0,12							0,22	1,5	3	20
10	Pinus sp.	1	3	4	1					9	20,5	1,5	0,01	0,09	0,28	0,16					0,54	3,7	3	20
	Andere Nadelbäume	10	10	2	1					23	52	3	0,10	0,30	0,14	0,16					0,56	3,8	6	41
	Andere Laubbäume	25	14	7	1					47	107	7	0,25	0,42	0,49	0,16					1,32	9	8	55
	Tote Bäume	5	2	1						8	18	1	0,05	0,06	0,07						0,34	2,3	4	27
Summe		430	192	56	4					682	1550	100%	4,30	5,76	3,42	0,64					14,64	100%		
Einzelbäume pro ha nach Durchmesserklassen		977	436	127	9					Querschnittsfläche (m²) nach Durchmesserklassen			9,77	13,09	8,91	1,45					33,22			
Relative Dichte nach Durchmesserklassen		63	28	8	1					Dominanz der Querschnittsfläche nach Durchmesserklassen			29,4	39,4	26,8	4,4								

STRÄUCHER: Gesamtzahl der Stämme aller Transekts (2 pro Fläche) / Anzahl der Transekts x 250 = 3625 Stämme pro ha.

DECKUNGSGRAD DER KRAUTSCHICHT: Summe der (+) mal 100, dividiert durch die Gesamtzahl der Blicke ergibt 50 % Deckungsgrad der Krautschicht

KRONENSCHLUSS: Summe der (+) mal 100, dividiert durch die Gesamtzahl der Blicke ergibt 69 % Kronenschluß

BAUMHÖHE: Mittelwert: 17m Variationsbreite: Min.: 10m Max.: 23m Kronenschlußdicke: 13m

Notizen: H'_{SV} = 2,5739 H'_{D} = 0,8531 H'_{Q_1} = 2,8149 H'_{Q_2} = 1,2168 QBH = 1,9971

1) Anzahl pro Einheitsfläche.

2) Anzahl der gezählten Bäume x5 wenn 5, x4,2 wenn 6, x3,6 wenn 7, x3,1 wenn 8, x2,8 wenn 9, x2,5 wenn 10 Kreisflächen.

3) R.D.: Anzahl der Baumstämme einer Art / Gesamtzahl der Einzelbäume aller Arten x 100

4) Geschätzten Durchmesser angeben.

5) Multiplizieren der Anzahl der Einzelbäume in allen Kreisflächen pr Durchmesserklasse mit dem angegebenen Faktor (s. Cyr & Ogilvie, [illegible]).

6) DOM.: Gesamte Querschnittsfläche einer Art / Gesamte Querschnittsfläche aller Arten x 100

7) R.H.: Anzahl der Kreisflächen, in denen die Art vorhanden ist / Gesamtzahl der Kreisflächen x [illegible]

ZUSAMMENFASSUNG DER AUFNAHMEN AUF DEN KREISFLÄCHEN

KANINCHENBERG

ANZAHL DER FLÄCHEN 10

BÄUME — DICHTE[1] — GESAMTZAHL DER BÄUME PRO DURCHMESSERKLASSE

	ART	A 7,5-10 cm	B 10-23	C 23-33	D 33-43	E 43-63	F 63-83	G 83-103	H[2] > 103	SUMME	EINZELBÄUME PRO HA (pro Art)[2]	RELATIVE DICHTE (Pro Art)[3]
1	Robinia pseudoacacia	28		6	6	6				46	115	16,5
2	Carpinus betulus	29	14	1						44	110	15,5
3	Acer pseudo-platanus	17	4	6	1					28	70	10
4	Prunus avium	20	7	1				1		29	72,5	10,5
5	Quercus robur	8	6	7	5					26	65	9
6	Betula pendula	7	12	1	1					21	52,5	7,5
7	Sorbus aucuparia	15	5	2						22	55	8
8	Castanea sativa	7	10	1						18	45	6,5
9	Picea abies		5	6						11	27,5	4
10	Quercus petraea	2	3		1					6	15	2
	Fraxinus excelsior	2	2							4	10	1,5
	Andere Arten	6	2	2	2					12	30	4
	tote Bäume	11	3							14	35	5
Summe		152	73	33	16	6		1		281	705,5	100%
Einzelbäume pro ha nach Durchmesserklassen		380	182,5	82,5	40	15		2,5		Querschnittsfläche (m^2) nach Durchmesserklassen		
Relative Dichte nach Durchmesserklassen		54	26	12	5,5	2		0,5		Dominanz der Querschnittsfläche nach Durchmesserklassen		

QUERSCHNITTSFLÄCHE (m^2) — QUERSCHNITTSFLÄCHE DES STAMMES IN BRUSTHÖHE (1,5m über dem Boden)

	A[5] 0,01	B 0,03	C 0,07	D 0,16	E 0,29	F 0,45	G 0,67	H 1,05[6]	Gesamte Querschnittsfläche pro Art (m^2)	Dominanz der Querschnittsfläche[4]	FREQUENZ: Anzahl der Flächen in denen Arten vorhanden sind	FREQUENZ: RELATIVE HÄUFIGKEIT in %[7]
1	0,28		0,42	0,96	1,74				3,40	31	6	60
2	0,29	0,42	0,07						0,78	7	4	40
3	0,17	0,12	0,42	0,16					0,87	8	6	60
4	0,20	0,21	0,07				0,67		1,15	10,5	2	20
5	0,08	0,18	0,49	0,80					1,55	14	7	70
6	0,07	0,36	0,07	0,16					0,66	6	5	50
7	0,15	0,15	0,14						0,44	4	3	30
8	0,07	0,30	0,07						0,44	4	4	40
9		0,15	0,42						0,57	5	4	40
10	0,02	0,09		0,16					0,27	2,5	5	50
	0,02	0,06							0,08	1	2	20
	0,06	0,06	0,14	0,32					0,58	5	7	70
	0,11	0,09							0,20	2	5	50
	1,52	2,19	2,31	2,56	1,74		0,67		10,99	100%		
	3,8	5,5	5,8	6,4	4,3		1,7		27,5			
	14	20	21	23	16		6					

STRÄUCHER: Gesamtzahl der Stämme aller Transekte (2 pro Fläche) / Anzahl der Transekte x 250 = 3612 Stämme pro ha.

DECKUNGSGRAD DER KRAUTSCHICHT: Summe der (+) mal 100, dividiert durch die Gesamtzahl der Blicke ergibt 50 %Deckungsgrad der Krautschicht

KRONENSCHLUSS: Summe der (+) mal 100, dividiert durch die Gesamtzahl der Blicke ergibt 72,5 %Kronenschluß

BAUMHÖHE: Mittelwert: 24m Variationsbreite: Min.: 20 m Max.: 28 m Kronenschlußdicke: 18 m

Notizen: H'_{sv} = 2,4716 H'_{D} = 1,1995 H'_{Q_1} = 2,3018 H'_{Q_2} = 1,7246 QBH= 3,9111

1) Anzahl pro Einheitsfläche.
2) Anzahl der gezählten Bäume x5 wenn 5, x4,2 wenn 6, x3,6 wenn 7, x3,1 wenn 8, x2,8 wenn 9, x2,5 wenn 10 Kreisflächen.
3) R.D.: $\frac{\text{Anzahl der Baumstämme einer Art}}{\text{Gesamtzahl der Einzelbäume aller Arten}} \times 100$
4) Geschätzten Durchmesser angeben.
5) Multiplizieren der Anzahl der Einzelbäume in allen Kreisflächen pro Durchmesserklasse mit dem angegebenen Faktor (s. Cyr & Oelke, [illegible]).
6) DOM.: $\frac{\text{Gesamte Querschnittsfläche einer Art}}{\text{Gesamte Querschnittsfläche aller Arten}} \times 100$
7) R.H.: $\frac{\text{Anzahl der Kreisflächen, in denen die Art vorhanden ist}}{\text{Gesamtzahl der Kreisflächen}} \times 100$

ZUSAMMENFASSUNG DER AUFNAHMEN AUF DEN KREISFLÄCHEN

WINTERBERG

ANZAHL DER FLÄCHEN 8

	BÄUME DICHTE[1] GESAMTZAHL DER BÄUME PRO DURCHMESSERKLASSE									SUMME	EINZELBÄUME PRO HA (pro Art)[2]	RELATIVE DICHTE (Pro Art)[3]	QUERSCHNITTSFLÄCHE (m^2) QUERSCHNITTSFLÄCHE DES STAMMES IN BRUSTHÖHE (1,5m über dem Boden)								Gesamte Querschnittsfläche pro Art (m^2)	Dominanz der Querschnittsfläche[5]	FREQUENZ	
ART	A 7,5-18 cm	B 18-23	C 23-30	D 30-38	E 38-53	F 53-68	G 68-84	H 84-101	> 101				A[4] 0,01	B 0,03	C 0,07	D 0,16	E 0,28	F 0,45	G 0,67	H 0,90			Anzahl der Flächen in denen Arten vorkommen sind	RELATIVE HÄUFIGKEIT in %[7]
1 Acer pseudo platanus	22	16	13	2						53	166	25	0,22	0,98	8,91	0,32					1,93	22	8	100
2 Castanea sativa	14	12	18	6		1				51	159,5	24	0,14	0,36	1,26	0,96		0,45			3,17	36,1	1	87,5
3 Betula pendula	5	5	4	2						16	50	8	0,05	0,15	0,28	0,32					0,80	9,1	6	75
4 Sorbus aucuparia	9	4	3							16	50	8	0,09	0,12	0,21						0,42	4,8	4	50
5 Prunus avium	5	5	1	2						13	40,5	6	0,05	0,15	0,07	0,32					0,59	6,7	5	62,5
6 Ulmus carpinifolia	6	3	1							10	31	5	0,06	0,09	0,07						0,22	2,5	2	25
7 Quercus robur	1	1	4							6	19	3	0,01	0,03	0,28						0,32	3,7	4	50
8 Aesculus hippocastanum	3		2							5	15,5	2,5	0,03		0,14						0,17	1,9	2	25
9 Acer platanoides	3	2								5	15,5	2,5	0,03	0,06							0,09	1,0	3	37,5
10 Robinia pseudoacacia	2			1						3	9	1,5	0,02			0,16					0,18	2,1	2	25
Fraxinus excelcior	3									3	9	1,5	0,03								0,03	0,34	2	25
Andere Arten	3		1	2						6	19	3	0,03		0,07	0,32					0,42	4,8	5	62,5
tote Bäume	14	5	2							21	66	10	0,14	0,15	0,14						0,43	4,9	5	62,5
Summe	90	53	49	15		1				208	650	100%	0,90	1,59	3,36	2,40		0,45			8,77	100%		
Einzelbäume pro ha nach Durchmesserklassen	281	166	153	47		3				Querschnittsfläche (m^2) nach Durchmesserklassen			2,81	4,97	10,5	7,5		1,41			27,4			
Relative Dichte nach Durchmesserklassen	43	25	24	7		0,5				Dominanz der Querschnittsfläche nach Durchmesserklassen			10,3	18,1	38,3	27,4		5,1						

STRÄUCHER: Gesamtzahl der Stämme aller Transekts (2 pro Fläche) / Anzahl der Transekts x 250 = 1922 Stämme pro ha.

DECKUNGSGRAD DER KRAUTSCHICHT: Summe der (+) mal 100, dividiert durch die Gesamtzahl der Blicke ergibt 63 %Deckungsgrad der Krautschicht

KRONENSCHLUSS: Summe der (+) mal 100, dividiert durch die Gesamtzahl der Blicke ergibt 72 %Kronenschluß

BAUMHÖHE: Mittelwert: 21m Variationsbreite: Min.: 18m Max.: 24m Kronenschlußdicke: 14m

Notizen: H'_{SV} = 2,1895 H'_D = 1,2667 H'_{Q_1} = 2,0380 H'_{Q_2} = 1,4212 QBH = 4,2644

1) Anzahl pro Einheitsfläche.
2) Anzahl der gezählten Bäume x5 wenn 5, x4,2 wenn 6, x3,6 wenn 7, x3,1 wenn 8, x2,8 wenn 9, x2,6 wenn 10 Kreisflächen.
3) R.D.: Anzahl der Baumstämme einer Art / Gesamtzahl der Einzelbäume aller Arten x 100
4) Geschätzten Durchmesser angeben.
5) Multiplizieren der Anzahl der Einzelbäume in allen Kreisflächen pro Durchmesserklasse mit dem angegebenen Faktor (s. Cyr & Oelke, 1974).
6) DOM.: Gesamte Querschnittsfläche einer Art / Gesamte Querschnittsfläche aller Arten x 100
7) R.H.: Anzahl der Kreisflächen, in denen die Art vorhanden ist / Gesamtzahl der Kreisflächen x 100

TAB. 9

ZUSAMMENFASSUNG DER AUFNAHMEN AUF DEN KREISFLÄCHEN

TIERPARK

ANZAHL DER FLÄCHEN 7

	ART	DICHTE[1] GESAMTZAHL DER BÄUME PRO DURCHMESSERKLASSE A (7,6-16 cm)	B (16-23)	C (23-30)	D (30-38)	E (38-53)	F (53-68)	G (68-84)	H (84-101)	H (>101)	SUMME	EINZELBÄUME PRO HA (pro Art)[2]	RELATIVE DICHTE (Pro Art)[3]	QUERSCHNITTSFLÄCHE (m²) QUERSCHNITTSFLÄCHE DES STAMMES IN BRUSTHÖHE (1,3m über dem Boden) A[4] 0,01	B 0,03	C 0,07	D 0,16	E 0,29	F 0,46	G 0,67	H 0,106 m²	Gesamte Querschnittsfläche pro Art (m²)	Dominanz der Querschnittsfläche[6]	FREQUENZ Anzahl der Flächen in denen Arten vorhanden sind	RELATIVE HÄUFIGKEIT in %[7]
1	Quercus petraea	188	51	1							204	728,5	51	1,88	0,45	0,07						2,40	36	7	100
2	Larix decidua	68	45	20							133	475	33,25	0,68	1,35	1,40						3,43	52	7	100
3	Pinus nigra	22	3								25	89,5	6,25	0,22	0,09							0,31	4,7	3	45
4	Fagus sylvatica	22	2								24	85,5	6	0,22	0,06							0,28	4,2	5	76
5	Quercus robur	5									5	18	1,25	0,05								0,05	0,8	2	29
6	Carpinus betulus	4									4	14,5	1	0,04								0,04	0,6	2	29
7	Picea abies		2								2	7	0,5		0,06							0,06	0,9	2	29
8	Betula pendula	1									1	3,5	0,25	0,01								0,01	0,15	1	14
9	Sorbus aucuparia	1									1	3,5	0,25	0,01								0,01	0,15	1	14
10	Quercus rubra	1									1	3,5	0,25	0,01								0,01	0,15	1	14
Summe		312	67	21							400	1428,5	100%	3,12	2,01	1,47						6,60	100%		
Einzelbäume pro ha nach Durchmesserklassen		111,4	23,9	7,5							Querschnittsfläche (m²) nach Durchmesserklassen			11,14	7,18	5,25						23,57			
Relative Dichte nach Durchmesserklassen		78	17	5							Dominanz der Querschnittsfläche nach Durchmesserklassen			47,3	30,4	22,3									

STRÄUCHER: Gesamtzahl der Stämme aller Transekts (2) pro Fläche / Anzahl der Transekts x 250 = 4680 Stämme pro ha.

DECKUNGSGRAD DER KRAUTSCHICHT: Summe der (+) mal 100, dividiert durch die Gesamtzahl der Blicke ergibt 9 %Deckungsgrad der Krautschicht

KRONENSCHLUSS: Summe der (+) mal 100, dividiert durch die Gesamtzahl der Blicke ergibt 71 %Kronenschluß

BAUMHÖHE: Mittelwert: 14m Variationsbreite: Min.: 12m Max.: 15m Kronenschlußdicke: 5m

Notizen: H'_{av} = 1,2239 H'_p = 0,6478 H'_{Q_1} = 1,1259 H'_{Q_2} = 1,0508 QBH = 1,6338

1) Anzahl pro Einheitsfläche.

2) Anzahl der pro Hektar Bäume x^5 wenn 5, x^4,5 wenn 6, x3,6 wenn 7, $x^{2,1}$ wenn 8, $x^{2,6}$ wenn 9, $x^{2,1}$ wenn 10 Kreisflächen.

3) R.D.: Anzahl der Bäume einer Art / Gesamtzahl der Einzelbäume aller Arten x 100

4) Geschätzter Durchmesser in cm.

5) Multiplizieren der Anzahl der Einzelbäume in allen Kreisflächen der ... Durchmesserklasse mit dem angegebenen Faktor (s. Zyr & Ott ...

6) DOM.: Gesamte Querschnittsfläche einer Art / Gesamte Querschnittsfläche aller Arten x 100

7) R.H.: Anzahl der Kreisflächen, in denen die Art vorhanden ist / Gesamtzahl der Kreisflächen x 100

Tab. 10 Deckungsgrad in % der einzelnen Schichten jeder Fläche und ihre Verteilung in den jeweiligen Klassen sowie Ergebnisse der Deckungsgraddiversität (H'_{St_i}) (s. Text)

Fläche	Schicht	Klassen				$\bar{x}$ *	H'_{St_i}
	i	0	1	2	3		
S	1	14,20	8,11	12,88	64,81	65,15	1,03
	2	16,33	59,74	16,33	7,60	41,72	1,09
	3	10,45	62,88	22,21	4,46	43,12	1,00
	4	16,33	12,07	50,81	20,79	56,93	1,22
	5	27,69	8,42	44,22	19,67	51,83	1,24
					Summe :	258,75	1,17 **
K	1	31,53	19,34	8,70	40,43	52,35	1,26
	2	25,73	51,06	20,89	2,32	37,82	1,11
	3	10,93	33,37	47,58	8,12	51,17	1,17
	4	4,83	27,37	53,58	14,22	57,27	1,11
	5	1,07	23,21	46,13	29,59	64,05	1,10
					Summe :	262,66	1,18 **
W	1	2,71	3,74	15,48	78,07	80,21	0,70
	2	31,36	30,84	19,48	18,32	44,03	1,36
	3	31,23	37,42	23,35	8,00	39,87	1,27
	4	6,58	42,32	29,16	21,94	54,58	1,24
	5	4,26	11,23	34,19	50,32	70,62	1,09
					Summe :	289,31	1,23 **
T	1	74,36	4,82	4,75	16,07	28,26	0,80
	2	30,59	52,17	8,39	8,85	36,72	1,12
	3	12,86	44,24	30,04	12,86	48,66	1,25
	4	9,42	18,46	34,23	37,89	63,10	1,27
	5	20,40	39,31	32,17	8,12	44,90	1,26
					Summe :	221,64	1,06 **

* vgl. 2.4

** vgl. 2.2 (= H'_{DG})

Tab. 11 Überblick über die Ergebnisse

Fläche	Jahr	Anzahl der beobachteten Arten	Anzahl der brütenden Arten	Anzahl der singenden Männchen /10 ha	Artendiversität 1)	Beringte Vögel Artenzahl/ Abundanz 2)	Anzahl der Nistkästen	Anzahl der Höhlenbrüterarten	Anzahl der besetzten Nistkästen
S	1974	42	23	142,5 3)	2,86	19-17/ 76-74 4)	64	7	40
	1975	41	30	168,5	2,95		64	6	55
	1976						64	6	37
K	1974	40	23	155	2,66	16-23/ 69-108 4)	50	4	33
	1975	40	29	164	2,84		50	4	39
	1976						50	5	34
W	1974	34	22	171	2,75	21-14/ 94-82	46	4	23
	1975	36	25	187	2,88		50	5	34
	1976						50	5	31
T	1974	40	18	102	2,55	18-15/ 64-50 4)	32	5	26
	1975	38	24	121,5	2,72		35	6	31
	1976						35	5	30

1) H'_S-Werte ändern sich höchstens bis 2,5%, wenn der Star mitberücksichtigt wird (vgl. 4.11). H'_S-Werte mit und ohne den Star sind stark korreliert ($r = 0{,}979$, $N = 4$, $P < 0{,}0005$).

2) Abundanz korrigiert nach Beringungsdauer und Zahl der Netze.

3) Dieser Wert stimmt nicht überein mit der in Tab. 13 angegebenen Summe, da der Faktor zur Umrechnung auf 10ha kaum einen Einfluß auf die einzelnen Arten von S hatte, aber doch auf die Summe.

4) Junge nicht gezählt. Sie machen jedoch 3, 1, bzw. 31 Individuen auf S, K und T aus.

Tab. 12 Kriterien benutzt, um die Abgrenzung der Reviere und die Abundanz festzustellen. (x) = Besonders geeignetes Kriterium; x = geeignetes Kriterium; x = zusätzlich-benutztes Kriterium. Die anderen nicht erwähnten Arten sind hauptsächlich durch Gesang gezählt worden.

Art	Abundanz und Reviergrenze festgestellt durch: Gesang	Nestfunde	Einfacher Kontakt	Beringte Individuen (vgl. Tab. 16)
Turmfalke		x	x	
Ringeltaube		x	x	
Buntspecht	x	x	x	x
Zaunkönig	(x)	x		
Waldlaubsänger	(x)	x		
Trauerschnäpper	x	(x)		x
Grauschnäpper	x	(x)		
Rotkehlchen	(x)	x	x	x
Singdrossel	(x)	x	x	x
Amsel	(x)	(x)	x	x
Haubenmeise	x		x	(x)
Sumpfmeise	x	(x)		x
Blaumeise	x	(x)		x
Kohlmeise	x	(x)		x
Tannenmeise	x	(x)		
Kleiber	(x)	x		(x)
Gartenbaumläufer	(x)	(x)		(x)
Buchfink	(x)	x		x
Girlitz	(x)			
Feldsperling		(x)	x	
Haussperling		(x)	x	
Star		(x)	x	
Eichelhäher		x	(x)	
Rabenkrähe		(x)	x	

Tab. 13 Monatliche Abundanz der Avifauna /10ha und J-Werte

A. Schanzenberg

Art	März	April		Mai		Juni		Juli		Gesamte Saison	
	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975
Ringeltaube		2,5	2,5	2,5	2,5	3	2,5	2	2,5	3	2,5
Grauspecht		+	0,5	+	0,5					+	0,5
Buntspecht	2	1	2	1	2	1	2	1	1	2	2
Zaunkönig	3	3,5	4,5	3,5	4,5	4	4,5	4	4,5	5,5	4,5
Heckenbraunelle	4,5	3	6,5	4	6,5	4,5	8,5		5,5	7,5	8,5
Gartengrasmücke					1				1		2
Mönchsgrasmücke		7	5,5	9	9	10,5	9	5,5	8,5	11,5	9
Fitis		0,5		1	0,5	0,5	0,5			1	0,5
Zilpzalp		3	2,5	4	2,5	1,5	2,5	2,5	2	4	2,5
Waldlaubsänger			0,5		1						1
Wintergoldhähnchen	1	4	6	6	7	5	7	5	1	6	7
Sommergoldhähnchen	2	5	8,5	2	9,5	7,5	7	2	6	7,5	9,5
Trauerschnäpper		4,5	10,5	10,5	12,5	7,5	8		1	10,5	12,5
Grauschnäpper					1	3	1	2		3	1
Gartenrotschwanz					1		1				1
Rotkehlchen	7	6	11,5	6	11,5	9	11,5	3,5	6,5	10	11,5
Singdrossel	1,5	2	5	4	8	7	8	7	8	8	8
Amsel	2	12,5	10,5	15,5	20	16	17	11,5	9	17	20
Haubenmeise			1	+	1	+	1	+	1	1+	1
Sumpfmeise			1		1		1			+	1
Blaumeise		7	11	7	11		11			7	11
Kohlmeise	4	12	24	14	23,5	7	18,5	5	3	16	24,5
Tannenmeise		3	4	4	5	4	4	3	1	4	5
Kleiber	2,5	4	2,5	3	2,5	3	2,5		2,5	4	2,5
Gartenbaumläufer			1		0,5		0,5		0,5	+	1
Buchfink	1,5	6	7	7	7	8	8	7	7,5	9	9
Girlitz				+	2	+	2	+	1	+	2
Grünling										+	
Gimpel		1	2	1	2		2		2	1+	2
Haussperling			4		5		1			1+	5
Star			1		1		1			+	1
Eichelhäher			1		1		1		1	1+	1

Tab. 13A. Fortsetzung

Summe	31	87,5	135	105	162	102	142,5	61	76	140,5	168,5
Artenzahl	11	19	25	19	30	18	27	14	22	23	30
J-Werte	0,94	0,92	0,88	0,91	0,86	0,93	0,88	0,93	0,89	0,91	0,87

\+ = kein Revier feststellbar, aber die Art ist vorhanden.

Star ausgeschlossen aus Summe und Artenzahl (vgl. 4.1)

H'_s : vgl. Tab. 17

Tab. 13 Monatliche Abundanz der Avifauna /10ha und J-Werte

B. Kaninchenberg (vgl. Tab. 13A)

Art	März	April		Mai		Juni		Juli		Gesamte Saison	
	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975
Waldkauz				1		1				1	
Turmfalke			1		1		1				1
Ringeltaube	2		2	1	2	1	1			1	2
Grauspecht										+	+
Buntspecht	2		2		2		2			1+	2+
Zaunkönig	3	3,5	5	3,5	5	3,5	5	3,5	5	3,5	5
Heckenbraunelle	3	9	7	9	6	5	6	2	3	11	7,5
Gartengrasmücke					1		1		1		1
Mönchsgrasmücke		8	8	11	10,5	13	9,5	10,5	10,5	13,5	10,5
Fitis		1		2						2	
Zilpzalp		7,5	5,5	7,5	4,5	7,5	5,5	7,5	5,5	8	5,5
Waldlaubsänger			2		2		2		2		2
Sommergoldhähnchen		1	2	3	3	4	3		3	4	3
Trauerschnäpper			4	2	5	2	3			2	5
Grauschnäpper				2	3	3	4	3	2	4	4
Gartenrotschwanz					1		1		1		1+
Nachtigall			0,5		1,5		0,5				1,5
Rotkehlchen	9	12,5	17	14	10,5	12	14,5	7,5	10	17	19
Singdrossel	0,5	2,5	4	2	6	6	5	0,5	2,5	6	6
Amsel	4	11,5	13	21	23	22,5	21,5	18	20,5	24,5	23
Sumpfmeise	2	2	3	2	2		1		2	2	4
Blaumeise	5	5	10	6	10	2	4,5		2	6	10

Tab. 13 B. Fortsetzung

	März	April		Mai		Juni		Juli		Gesamte Saison	
Kohlmeise	9,5	16,5	25	24	25	9,5	16,5	3	5	26	27
Kleiber	5	4,5	5	4,5	5	4,5	3	2	3	4,5	5
Gartenbaumläufer	2	1	3	4	3,5		3		2	4	3,5
Buchfink		7,5	7,5	9	8,5	7,5	7,5	5	7,5	10	8,5
Girlitz		+	0,5	2	1	2	2	+	1	2+	2
Grünling			0,5		0,5						0,5
Kernbeißer			1				1		1		1
Gimpel	0,5	1	0,5	+	0,5	+				1	0,5
Star	2		13,5		18,5		3			8,5	20,5
Eichelhäher	0,5		1,5		1,5		0,5		1		1,5
Rabenkrähe	0,5		0,5	1	1,5	1	1,5			1	1,5
Summe	48,5	94	131	131,5	146	107	126	62,5	90,5	155	164
Artenzahl	15	16	26	21	28	18	27	11	21	23	29
J-Werte	0,87	0,89	0,84	0,86	0,85	0,88	0,85	0,86	0,86	0,85	0,85

Tab. 13 Monatliche Abundanz der Avifauna /10ha und J-Werte
C. Winterberg (vgl. Tab. 13A)

Art	März	April		Mai		Juni		Juli		Gesamte Saison	
	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975
Turmfalke		1,5	1,5	1,5		1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Ringeltaube	1,5	1,5	3	2,5		2,5	2,5		2	2,5	4,5
Grauspecht										+	+
Buntspecht	1,5	1,5	3	1,5	2,5		2		2,5	2,5	3
Zaunkönig	4	11	8,5	10,5	8,5	10,5	7	9,5	7	11	8,5
Heckenbraunelle	6,5	5	9,5	11	11,5	12,5	15,5	5	10,5	17	16
Gartengrasmücke				1,5	1,5	1,5	3	1,5	3	1,5	3
Monchsgrasmücke		9,5	7	17	13	17	11,5	12,5	15,3	17,5	15,5
Fitis		+		+						+	
Zilpzalp	2	6,5	7,5	6,5	7,5	6,5	7,5	6,5	5	7	7,5
Waldlaubsänger		2,5	4	2,5	2,5	1,5				2,5	4
Sommergoldhähnchen		7	4	4	4,5	4	3	2,5		8,5	4,5
Trauerschnäpper			4,5	8,5	7	4,5	7			8,5	7

Tab. 13C. Fortsetzung

	März	April		Mai		Juni		Juli		Gesamte Saison	
Grauschnäpper				0,5			2,5	0,5	4	0,5	4
Gartenrotschwanz					2,5		2,5				2,5
Rotkehlchen	7,5	9	18	15	10,5	15	17	6,5	5	17,5	20
Singdrossel		1,5	0,5	2	5	2	5	2,5	5	3	6
Amsel	6	11	14	11,5	11,5	18	21,5	9,5	17	19,5	22,5
Sumpfmeise		1,5	4	4	4	4	1,5	2,5	2,5	4	4
Blaumeise	2,5	6,5	11,5	5	11,5		6,5			6,5	11,5
Kohlmeise	8,5	18,5	22,5	17,5	22,5	9	18	7,5	2,5	21,5	22,5
Kleiber	2,5	5	5	2,5	2,5	5	4	2,5	2,5	5	5
Waldbaumläufer			+		+		+				+
Gartenbaumläufer	1,5		1,5	1,5	1,5		1,5	1,5	1,5	2,5	1,5
Buchfink	2,5	7	7,5	9,5	7,5	7,5	7,5	2,5	6,5	9,5	7,5
Girlitz					1,5		1,5				1,5
Gimpel	0,5	1,5	2	1,5	1,5		2			1,5	2
Star	5	6,5	15,5	10,5	13,5	4,5	7		1,5	13	17
Rabenkrähe	1,5		1,5							+	1,5
Summe	48,5	107,5	140,5	137,5	140,5	122,5	151,5	74,5	93,5	171	187
Artenzahl	14	18	21	22	21	17	23	16	17	22	25
J-Werte	0,90	0,90	0.89	0,88	0,91	0,90	0,89	0,90	0,90	0,89	0,89

Tab. 13 Monatliche Abundanz der Avifauna /10ha und J-Werte

D. Tierpark (vgl. Tab. 13A)

Art	März	April		Mai		Juni		Juli		Gesamte Saison	
	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975
Waldohreule										+	
Ringeltaube	1,5	3	4,5	3	4,5	3	3		3	5	4,5
Buntspecht			1,5	1,5	1,5		1,5	1,5		1,5	1,5
Zaunkönig	1,5		1,5		1,5	0,5	1,5	0,5	1,5	0,5	1,5
Heckenbraunelle	4,5	3	6	8,5	6	1,5	3			8,5	6
Gartengrasmücke					0,5		0,5				0,5
Monchsgrasmücke			1,5	6,5	6	4,5	4,5	1,5		6,5	6
Fitis		3	2	3	2		2			3	2
Zilpzalp		3,5	3,5	5	3,5	5	3,5	4,5	3,5	5	3,5

Tab. 13 D. Fortsetzung

Art	März	April		Mai		Juni		Juni		Gesamte Saison	
Wintergoldhähnchen	3		3		3		3		1,5		3
Sommergoldhähnchen	1,5	1,5	3	3	3	1,5	3	3		3	3
Trauerschnäpper					3		1,5				3
Rotkehlchen	6,5	11,5	13	12,5	11,5	8,5	11,5	3	6,5	12,5	13
Singdrossel	1,5	2	2	2	5	3	5	2	1,5	3	5
Amsel	3	8,5	7	9,5	16	8,5	15	6,5	3	11,5	16
Haubenmeise					+		+		+	+	+
Sumpfmeise	1,5	3	3	4,5	3,5	3	3	1,5		6	3,5
Blaumeise	6	10	10	11,5	10	4,5	8,5			13	10
Kohlmeise	13	14,5	26	14,5	26	10	26	3	8,5	17,5	26
Tannenmeise			1,5		1,5		1,5			+	1,5
Kleiber	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Buchfink	1,5	1,5	2	0,5	2	0,5	2	1,5		1,5	2
Grünling			0,5		0,5		0,5				0,5
Feldsperling		0,5	4,5	0,5	4,5	0,5	4,5	0,5	3	0,5	4,5
Haussperling			1,5		1,5		1,5		1,5		1,5
Eichelhäher		1,5	2	2	2	1,5	2			2	2
Summe	46,5	68,5	101	89,5	120	57,5	109,5	30,5	35	102	121,5
Artenzahl	13	15	22	17	24	16	24	13	11	18	24
J-Werte	0,87	0,87	0,85	0,89	0,86	0,89	0,84	0,92	0,91	0,88	0,86

Tab. 14 Prozentsatz der Jahresvögel, Teilzieher und Sommervögel pro Jahr und Fläche

	S		K		W		T	
	1974	1975	1974	1975	1974	1975	1974	1975
Jahresvögel	44	45	46	48	37	39	53	57
Teilzieher	35	37	35	33	41	38	33	31
Sommervögel	21	18	19	19	22	23	14	12

Tab. 15 Prozentsatz der monatlichen Abundanz, bezogen auf die Gesamtabundanz pro Jahr und Fläche

Fläche	Jahr	März	April	Mai	Juni	Juli
S	1974		62,3	74,7	72,6	43,4
	1975	18,5	80,3	96,1	84,8	45,4
K	1974		61,1	84,6	68,7	39,8
	1975	29,4	79,8	89,0	76,3	54,9
W	1974		62,9	79,9	71,2	43.9
	1975	25,5	75,5	75,2	81,0	50,0
T	1974		67,4	87,9	56,7	29,8
	1975	37,5	83,3	98,8	90,5	28,6

Tab. 16 Anzahl der Fänge (F) und Wiederfänge (W) auf K, 1975. W_1 = Wierderfänge am gleichen Tag; F(21. Mai) enthält auch W_2.

	22. April			21. Mai				Beobachtete
	F	W_1	in x Netzen	F	W_1	W_2	in x Netzen	beringte Vögel [1]
Art								
Buntspecht				1			1	
Zaunkönig +	2		2	2			2	
Heckenbraunelle +	3		3	4	1		4	5
Gartengrasmücke				1			1	
Mönchsgrasmücke +	4		1	5			5	2
Zilpzalp *	5		4	1			1	2
Trauerschnäpper				2			2	
Grauschnäpper +				3			1	
Gartenrotschwanz	1		1	1			1	
Nachtigall				1			1	
Rotkehlchen *	10	1	8	10	2	1	6	16 **
Singdrossel *	4		4	2	2		2	2
Amsel +	6	4	5	15	2		9	3
Sumpfmeise *	4	2	3	3		1	3	5 **
Blaumeise *	9		5	12	3	2	7	15 **
Kohlmeise *	15	4	4	22	3	6	8	51 **
Kleiber +	3	2	2	2		1	2	3
Gartenbaumläufer *	2		2	7	7	2	4	7 **
Buchfink +	2		2	4			3	1
Girlitz				1			1	
Kernbeißer	1		1					
Gimpel				1			1	
Haussperling				11	1		6	
Eichelhäher	1		1	1			1	
Summe	72	13		112	21	13		

* Während der zwei Beringungsphasen sind mehr als 50% der Individuen der Population einer Art gefangen worden.
\+ Zwischen 25-50% gefangene Individuen einer Art.
** Dieselben Individuen können mehrmals während verschiedener Kontrollen beobachtet worden sein.
1) Nicht beringte Vögel im vergleich zur Lokalisierung beringter Individuen sind auch als Kriterium für Reviergrenzen benutzt worden (vgl. Tab. 12).

Tab. 17 Artendiversität (H' und H) pro Monat und Saison in allen Probeflächen in den beiden Jahren (vgl. 2.2)

H'_s Jahr	Fläche	März	April	Mai	Juni	Juli	Gesamte Saison
1974	S	-	2,716	2,690	2,674	2,464	2,857
	K	-	2,456	2,607	2,531	2,072	2,662
	W	-	2,597	2,734	2,550	2,499	2,747
	T	-	2,342	2,516	2,458	2,371	2,549
1975	S	2,244	2,842	2,931	2,897	2,764	2,947
	K	2,350	2,740	2,822	2,815	2,622	2,844
	W	2,383	2,723	2,757	2,781	2,551	2,877
	T	2,239	2,618	2,725	2,680	2,179	2,720
H_s							
1974	S	-	2,382	2,400	2,407	2,146	2,607
	K	-	2,217	2,376	2,288	1,832	2,445
	W	-	2,300	2,444	2,288	2,148	2,498
	T	-	1,969	2,164	2,010	1,768	2,616
1975	S	1,825	2,601	2,666	2,624	2,396	2,687
	K	1,984	2,471	2,556	2,526	2,317	2,593
	W	1,951	2,444	2,477	2,499	2,232	2,616
	T	1,771	2,234	2,357	2,294	1,705	2,356

Tab. 18 Differenz der Artenzusammensetzung zwischen den Probeflächen (H'_{diff})

		1974			
	Fläche	S	K	W	T
1975	S		0,073	0,075	0,115
	K	0,079		0,072	0,092
	W	0,054	0,025		0,115
	T	0,074	0,080	0,103	

Tab. 19 Rangmäßige Anordnung[1] der Probeflächenpaare nach Ähnlichkeitsgrad ihrer H'_{diff}-, Artenzahl- und Abundanz-Differenz

Ähnlichkeitsgrad	H'_{diff}	Artenzahl[2]	Abundanz-Differenz[3]
Größer	KW	KW	SK
↑	SW	SW	SW
	SK	SK	KW
	KT	ST	ST
	ST	KT	KT
↓	WT	WT	WT
Kleiner			

1) Mittel von 1974 und 1975.

2) Ähnlichkeitsindex: $\frac{2c}{a+b}$, wobei a und b die Artenzahl der verglichenen Flächen und c die Zahl der gemeinsamen Arten sind.

3) Einfache Differenz

Tab. 20 Korrelationskoeffizient zwischen Abundanz (N), Artenzahl (S), Diversität (H') und Äquität (J)

a) bei monatlichen Ergebnissen, alle Flächen zusammen:

		1974 N	1974 S	1974 H'	1974 J
1975	N		0,847**	0,684**	-0,292
	S	0,875**		0,901**	-0,176
	H'	0,871**	0,914**		0,253
	J	-0,305	-0,618**	-0,303	

b) bei wöchentlichen Ergebnissen, alle Flächen zusammen:

		1974 N	1974 S	1974 H'	1974 J
1975	N		0,773**	0,654**	0,022
	S	0,913**		0,916**	0,176
	H'	0,827**	0,931**		0,499**
	J	-0,556**	-0,709**	-0,598**	

** = Signifikant mit $P < 0,01$

Tab. 21 t-Test der Paardifferenz bei den Abundanzwerten der Arten zwischen 1974 und 1975 (vgl. 4.11.1)

	Monat				Gesamte Saison	Wöchentliche Abundanz
Fläche	April	Mai	Juni	Juli		
S	-3,28**	-4,36**	-2,57*	-1,42	-2,42*	-6,79**
K	-3,06**	-1,43	-1,86	-5.05**	-0,91	-11,63**
W	-2,60*	-0,37	-2,08*	-1,45	-1,61	-3.82**
T	-2,72*	-2,09*	-3,16*	-0,43	-1,59	-8,24**
Alle Flächen					-2,43*	

+ = Signifikant mit P < 0,05; ** = Signifikant mit P < 0,01

Tab. 22 Varianzanalyse anhand der Mittelwerte ($\bar{X}$) der wöchentlichen Abundanz der Probeflächen (N = 14)

	1974		1975	
Fläche	$\bar{X}$	S_x	$\bar{X}$	S_x
S	83,89	12,99	122,00	30,14
K	93,21	18,38	115,68	18,06
W	107,32	17,92	119,89	15,71
T	59,21	18,20	92,61	25,83
Alle Flächen	85,91	24,22	112,54	25,46

Variationsart	1974		1975	
	Fg[1]	DQ[2]	Fg	DQ
Innerhalb der Probeflächen	52	259,768	52	537,153
Zwischen den Probeflächen	3	5733,148	3	2570,052
Gesamte Variation	55	586,680	55	648,039
$F_{(3, 52)} = \frac{DQ_Z}{DQ_I}$		19,79		4,78
P		<0,01		<0,05

1) Fg = Freiheitsgrad; 2) DQ = Durchschnittsquadrat.

Tab. 23 t-Test der Paardifferenz bei den wöchentlichen Ergebnisse zwischen den Flächen

a) Abundanz / 10ha:

		1974			
	Fläche	S	K	W	T
1975	S		-3,60**	-11,84***	6,36***
	K	1,47		-9,19***	13,38***
	W	0,39	-1,21		13,32***
	T	9,09***	7,02***	6,86***	

b) Artenzahl:

1975	S		3,38**	0,86	7,61***
	K	1,87		-3,30**	2,45*
	W	10,49***	6,75***		8,83***
	T	5,43***	4,46**	-2,04	

c) Diversität (H'):

1975	S		6,93***	4,55**	9,64***
	K	8,46***		-6,35***	1,28
	W	17,70***	4,70**		8,24***
	T	7,51***	4,60**	1,90	

* = P < 0,05; ** = P < 0,01; *** = P < 0,005

Tab. 24 Zeitliche Diversität (N = 14)

Fläche:	S	K	W	T
1974	2,640	2,620	2,626	2,592
1975	2,609	2,628	2,631	2,596

Tab. 25 Wöchentliche Abundanz der Avifauna im Jahre 1975 (Summe aller Flächen)

								W	o	c	h	e	n						
Arten	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Turmfalke					1	2	2	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1
Ringeltaube			3	6	7	7	9	9	7,5	6,5	6,5	5,5	6,5	6,5	7,5	6,5	5,5	6	4	4
Grauspecht				0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5									
Buntspecht	1	2	5	6	6,5	7,5	7,5	6,5	7	7	7	6	6	3,5	3,5	3,5	3	2	2	2
Zaunkönig	6	6	10	12	16,5	16,5	16,5	17	17	17	17	16	16	16	16	16	16	16	14	9,5
Heckenbraunelle	4	4	14,5	19	21,5	22,5	25	21,5	23	24	24	23,5	25,5	26,5	26,5	24,5	17,5	11,5	5,5	1
Gartengrasmücke									1	2,5	3,5	2,5	2,5	2,5	3	4	4,5	4,5	2	
Mönchsgrasmücke						3	14,5	22	29,5	33	33	30	30,5	31	28,5	27,5	29,5	31,5	29,5	14,5
Fitis						0,5	1,5	1,5	2	2	2	2	2	2	1	1				
Zilpzalp			1	5,5	10,5	12,5	16,5	16,5	15,5	15,5	15,5	15,5	16,5	16,5	16,5	16,5	15,5	14	12	9
Waldlaubsänger							5,5	5,5	5	4	3	3	2	1	1	1	2	2	2	2
Wintergoldhähnchen			3	7	7	7	7	8	9	9	9	9	9	9	9	8	3	2	1	
Sommergoldhähnchen	1	1	3	7	13	14	14	15	16	18	17	15,5	14,5	14,5	13,5	13,5	10	6	4	1
Trauerschnäpper					2	3	13	20	25	25	25	22	17,5	9	2	1	1			
Grauschnäpper								1	1	2	3	3	5	6	6	5	5	6	4	2
Gartenrotschwanz									2	4	4	4	4	2	2	2	1	1		
Nachtigall								0,5	0,5	1,5	1,5	1,5	0,5	0,5						
Rotkehlchen	10	10	22	40	51,5	52	50,5	46,5	37,5	36,5	37,5	36,5	47	47,5	46	45	29	24	16	5
Singdrossel		1	3	7,5	9,5	10	11	11	14,5	17	21,5	20,5	20,5	20,5	20,5	19,5	16	15,5	9,5	3,5
Amsel			8,5	16,5	25,5	33,5	37,5	37,5	56	62,5	64,5	63,5	62,5	64	64,5	65,5	46	41,5	36	13
Haubenmeise					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sumpfmeise			2	3	6	9	9	9	6	6,5	6,5	6,5	6	5	5	5	3	3	2	2
Blaumeise	1	1	11	16	29	34	37	38	37	37	36	31	27	14	9	7	2	2	2	
Kohlmeise	4	5	25	47	63	76	83	84	83,5	83	82	79	65	52,5	41	35	19,5	15	9	5
Tannenmeise				2	3	5	5	5	6	6	6	6	5	4	3	3	2	1	1	
Kleiber	2	3	9,5	10,5	12,5	12,5	11,5	11,5	10,5	10,5	10,5	8,5	8,5	8,5	8,5	9,5	8,5	8	4,5	2,5
Gartenbaumläufer	2	2	2	5	5	5	5	4,5	4,5	4,5	4,5	5	4,5	4,5	4,5	4,5	3,5	3,5	2,5	1,5
Buchfink		1	3,5	13	17	21,5	22,5	21,5	23,5	23,5	22,5	22,5	23,5	23,5	23,5	22,5	21,5	17	11	3
Girlitz							0,5	0,5	2,5	4	4	4	4,5	5	5	3	2	1,5	1,5	0,5
Grünling					0,5	0,5	0,5	1	1	1	1	1	0,5	0,5	0,5					
Kernbeißer						1	1							1	1	1	1	1		
Gimpel			1	1	4	4	4	4	2,5	2,5	2,5	2,5	4	3,5	3,5	3	3	2	1	
Feldsperling					1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	1	
Haussperling					2	2	5	6	6	5	4	3	2	1	1	1	1	1		
Eichelhäher			0,5	2	4	4	4	4	4	3,5	3,5	2,5	3	2,5	2,5	2	2	2	1	
Rabenkrähe			0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1	0,5				
Summe	31	36	128	227	319,5	370,5	423	434	462,5	481	484,5	457,5	449	411,5	382	361	277,5	244,5	180	83
Artenzahl	9	11	19	21	26	30	32	33	35	35	35	34	34	35	34	33	31	30	27	20

Tab. 26 Abundanz der Höhlenbrüter

a) Zahl der Nester (meistens in Nistkästen):

	1974				1975				1976			
Art Fläche	S	K	W	T	S	K	W	T	S	K	W	T
Kohlmeise	16	27	14	12	25	29	17	18	13	23	19	17
Blaumeise	7	4	5	10	11	9	9	8	6	5	7	4
Tannenmeise	4				3				2			
Kleiber	3	2	2	1	2	4	1	1	2	2	1	1
Trauerschnäpper	11	2	4		12	4	6	1	12	3	3	3
Haussperling	1				5			1	2			
Grauschnäpper	2						1					
Sumpfmeise		2		3		2	1					
Feldsperling				1				3				5
Gartenbaumläufer		1				3						
Gartenrotschwanz										1		
Summe	44	38	25	27	58	51	35	32	37	34	31	30
Artenzahl	7	6	4	5	6	6	6	5	6	5	5	5

b) Umgerechnete Ergebnisse bei drei Arten nach Nistkastenzahl und Größe der Probefläche:

	S	K	W	T	S	K	W	T	S	K	W	T
Kohlmeise	12,5	28	12	14,5	19,5	30	14,5	19,5	10	24	16	18,5
Blaumeise	5,5	4	4,5	12	8,5	9,5	7,5	8,5	4,5	5	6	4,5
Trauerschnäpper	8,5	2	3,5	-	9	4	5	1	9	3	2,5	3

Tab. 27 Diversität und Äquität der Höhlenbrütergemeinschaften

		Monat (H'_s)			Gesamte	Saison
	Fläche	April	Mai	Juni	H'_s	J
1974	S	1,19	1,45	1,02	1,63	0,84
	K	0,59	0,69	0,45	1,04	0,58
	W	0,88	1,18	0,67	1,14	0,82
	T	1,23	1,23	0,94	1,22	0,76
1975	S	1,44	1,45	1,23	1,48	0,83
	K	0,81	0,93	0,64	1,32	0,74
	W	1,17	1,22	1,01	1,31	0,73
	T	1,10	1,21	1,13	1,22	0,76
1976	S				1,50	0,84
	K				1,03	0,64
	W				1,08	0,67
	T				1,23	0,77

Tab. 28 Brutphänologische Daten bei der Kohlmeise, der Blaumeise und dem Trauerschnäpper sowie t-Test-Signifikanz-Unterschiede zwischen den Jahren

	Legebeginn (Datum[1])			Eierzahl			Bebrütungsdauer (Tage)			Schlüpfen Datum[1]			Jungenzahl (ausgeflogen)		
	1974	P N[2]	1975	1974	P N	1975	1974	P N	1975	1974	P N	1975	1974	P N	1975
Kohlmeise															
Erste Brut	7,9	** 61	28,5	8,6	** 60	6,7	13,0	** 40	14,0	27,2	** 44	48,9	4,2	** 65	3,5
Zweite Brut	52,9	14	52,5	6,8	* 16	5,2				70,4	14	69,5			
Summe	22,7	** 76	30,5	7,9	** 74	6,6	12,6	** 48	14,0	47,2	58	48,9	3,6	** 79	2,0
Blaumeise	12,9	** 28	27,1	9,6	29	8,8	13,0	** 20	14,6	34,4	** 23	49,5	7,0	** 24	2,9
Trauerschnäpper	44,8	** 17	39,5	5,6	19	5,9	12,2	** 14	13,4	6,2	* 14	57,7	2,3	** 16	0,4

Wetterbedingungen

	Temperatur (Tagesmittel)		Niederschläge (mm)	
Monat(e)	1974	1975	1974	1975
Januar-Februar-März	6,13	4,87	141,0	147,1
April	10,60	9,20	15,3	48,9
April-Mai-Juni	13,37	13,23	91,4	236,8

1) Tageszahl ab 1. April, wobei 1. April = 1, .. , 1. Mai = 31, .. , 1. Juni = 62, ..

2) * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; N = Stichprobe

Tab. 29 Legebeginn je nach Brutperiode, Fläche und Jahr und t-Test Ergebnisse zwischen den Flächen

Fläche	Erste Brutperiode 1974	Erste Brutperiode 1975	Zweite Brutperiode[1] 1974
S	10,3 (10/4)	33,0 (3/5)	62 (1/6)
K	4,1 (4/4)	27,0 (27/4)	55 (25/5)
W	7,3 (7/4)	27,1 (27/4)	47,5(17-18/5)
T	11,1 (11/4)	26,7 (27/4)	45 (15/5)

t P N	Erste Brutperiode 1974			
Fläche	S	K	W	T
S		5,58 ** 13	3,11 * 10	-0,66 11
K	3,11 ** 22		-0,23 16	-3,02 ** 17
W	2,67 * 17	-0,06 20		-3,30 ** 12
T	3,56 ** 19	0,21 21	0,24 16	
1975				

1) Zweite Brutperiode: kein t-Wert signifikant zwischen den Flächen.

Tab. 30 Unterschiede im Legebeginn zwischen der Kohlmeise, der Blaumeise und dem Trauerschnäpper (t-Test)

t P N	1974		
	Kohlmeise	Blaumeise	Trauerschnäpper
Kohlmeise		-3,25 ** 35	-35,91 ** 30
1975 Blaumeise	1,43 54		-19,95 ** 20
Trauerschnäpper	-8,66 ** 49	-9,97 ** 25	

** = P ≤ 0,01; * = P < 0,05

Tab. 31 X^2-Test bzgl. Eierzahlhäufigkeit zwischen 1974 und 1975 bei der Kohlmeise, der Blaumeise und dem Trauerschnäpper

Kohlmeise

		Eierzahl										
		3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Summe
1974	GH	-	-	5	9	16	16	16	7	4	1	74
	EH	1,5	4,5	6,9	12,9	14,4	12,9	11,9	6,5	2,0	0,5	
1975	GH	3	9	9	17	13	10	8	6	-	-	75
	EH	1,5	4,5	7,1	13,1	14,6	13,1	12,1	6,5	2,0	0,5	
Summe		3	9	14	26	29	26	24	13	4	1	149

GH = Gemessene Häufigkeit; EH = Erwartete Häufigkeit.

$$X^2_{74-75} = \frac{(GH - EH)^2}{EH} = 26{,}721 \nleq X^2_{(\nu = 9)\ (P=0{,}01)} = 21{,}67$$

Blaumeise

		Eierzahl									
		5	6	7	8	9	10	11	12	13	Summe
1974	GH	-	1	2	3	7	4	4	3	1	25
	EH	0,5	0,5	2,3	5,1	6,9	5,1	2,8	1,4	0,5	
1975	GH	1	-	3	8	8	7	2	-	-	29
	EH	0,5	0,5	2,7	5,9	8,1	5,9	3,2	1,6	0,5	
Summe		1	1	5	11	15	11	6	3	1	54

$X^2 = 9{,}78 < X^2_{8} = 15{,}51$ (P=0,05)

Trauerschnäpper

		Eierzahl				
		4	5	6	7	Summe
1974	GH	3	3	7	2	15
	EH	1,2	3,2	8,1	2,4	
1975	GH	-	5	13	4	22
	EH	1,8	4,8	11,9	3,6	
Summe		3	8	20	6	37

$X^2 = 4{,}79 < X^2_{3} = 7{,}81$ (P=0,05)

Tab. 32 Korrelationskoeffizient (r) zwischen Strukturmerkmalen der Vegetation und der Abundanz bzw. der Diversität der Vogelgemeinschaften (* = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$)

		$N_A = 4$				$N_A = 8$
		Abundanz		Diversität H'		Abundanz
		1974	1975	1974	1975	1974-75
r_i		r_a	r_b	r_c	r_d	r_e
1	Deckungsgrad des Bodens in %	0,964*	0,986*	0,764	0,855	0,915**
2	Deckungsgrad des Kronenschlusses %	0,297	-0,489	-0,608	-0,476	0,165
3	Zahl der Baumarten	0,225	0,426	0,889	0,857	0,303
4	Zahl der Bäume	-0,765	-0,575	0,083	-0,070	-0,632
5	H'_{sv} der Bäume	0,766	0,814	0,815	0,914*	0,741*
6	H'_{D} der Bäume	0,965*	0,861	0,355	0,497	0859**
7	H'_{Q_1} der Bäume	0,619	0,728	0,900	0,956*	0,630
8	H'_{Q_2} der Bäume	0,744	0,573	0,117	0,312	0,620
9	Kronenschlußdicke	0,859	0,837	0,503	0,666	0,466
10	$\overline{QBH}$	0,890	0,743	0,143	0,289	0,769*
	Deckungsgrad					
11	Schicht 1	0,899	0,977*	0,801	0,627	0,879**
12	Schicht 2	0,721	0,853	0,779	0,741	0,737*
13	Schicht 3	-0,463	-0,636	-0,663	-0,565	-0,515
14	Schicht 4	-0,970*	-0,999**	-0,755	-0,729	-0,924**
15	Schicht 5	0,950*	0,846	0,302	0,428	0,845**
16	Alle Schichten	0,983*	0,982*	0,634	0,711	0,922**
	H'_{St_i}					
17	Schicht 1	0,119	0,041	0,109	0,012	0,076
18	Schicht 2	0,595	0,574	0,133	0,122	0,549
19	Schicht 3	-0,001	-0,171	-0,697	-0,679	-0,078
20	Schicht 4	-0,487	-0,336	-0,083	-0,275	-0,383
21	Schicht 5	-0,863	-0,700	-0,088	-0,241	-0,736*
22	H'_{DG}	0,989*	0,992**	0,681	0,769	0,930**

r_1 bis r_{10}: vgl. Tab. 6 bis 9; r_{11} bis r_{22}: vgl. Tab. 10

Tab. 33 Mittlerer Deckungsgrad in % der 5 Schichten bei den von Höhlenbrüterarten besetzten Nistkästen (durch Computer errechnet, auch die Ergebnisse der Tab. 34 bis 38)

Nummer	N	Art	Schichten 1	2	3	4	5
1	230	Kohlmeise	55,18	40,06	48,22	60,92	61,06
2	85	Blaumeise	55,06	36,09	41,89	62,41	65,31
3	61	Trauerschnäpper	65,75	39,12	46,95	60,73	63,17
4	22	Kleiber	65,16	30,98	40,18	47,02	61,84
5	8	Sumpfmeise	37,81	44,19	50,50	53,56	56,69
6	9	Tannenmeise	85,22	18,17	40,72	57,39	46,22

Tab. 34 Diskriminanzfunktionsanalyse: Ergebnisse der $D_i = \sum_j B_{ij}\bar{X}_j$ (Trennungswerte) für gegenübergestellte Höhlenbrüterarten nach Deckungsgrad in 5 Schichten.

Nummer	N	Art	Art (vgl. Tab. 4) Pm	Pca	Fh	Se	Pp	Pa
1	230	Kohlmeise		0,132	0,155	1,051	0,762	4,073
2	85	Blaumeise	0,132		0,197	0,871	1,107	3,820
3	61	Trauerschnäpper	0,155	0,197		0,854	1,525	3,128
4	22	Kleiber	1,151	0,871	0,854		1,971	3,097
5	8	Sumpfmeise	0,762	1,107	1,525	1,971		7,205
6	9	Tannenmeise	4,073	3,820	3,128	3,097	7,205	
Summe = sD_i =			6,173	6,998	5,859	7,844	12,570	21,323

Tab. 35 Mittlerer Deckungsgrad in % der Schicht 5 bei den von der Kohlmeise, der Blaumeise und dem Trauerschnäpper besetzten Nistkästen (Artennamen: vgl. Tab. 4)

Fläche	Art	Jahr 1974	(N)	1975	(N)	1976	(N)	Mittlerer Deckungsgrad der Fläche	aller Höhlen	Nistkasten-zahl
S	Pm	63,73	16	55,91	25	49,38	13			
	Pca	66,50	7	65,23	11	75,50	6	51,83	59,20	68
	Fh	56,09	11	65,04	12	67,17	12			
K	Pm	61,15	27	62,14	29	65,72	23			
	Pca	78,63	4	69,94	9	78,00	5	64,05	64,29	59
	Fh	75,50	2	59,87	4	50,50	3			
W	Pm	79,07	14	74,01	17	74,17	19			
	Pca	78,00	5	81,06	9	84,43	7	70,62	76,26	49
	Fh	72,31	4	75,50	6	71,33	3			
T	Pm	45,17	12	51,83	18	48,96	17			
	Pca	37,90	10	42,99	8	37,75	4	44,90	41,72	32
	Fh	-		-		37,83	3			

t-Test der Paardifferenz:

Verglichene Arten:	Pm-Fh	Pm-Pca	Pm-Pca	Pm-Pca	Pca-Fh
N und Flächen :	10	12	9-SKW	3-T	10
t-Werte :	0,089	-1,663	-3,843**	8,123**	3,316**

** = P < 0,01

Tab. 36 Mittlerer Deckungsgrad in % aller Schichten an den von der Kohlmeise während der ersten bzw. zweiten Brutperiode auf K besetzten Nistkästen

Jahr	Brut	N	Schichten 1	2	3	4	5
1974	Erste	17	49,59	42,29	52,71	57,12	64,47
	Zweite	11	51,48	40,18	56,11	59,59	53,91
1975	Erste	24	56,60	35,79	52,52	55,71	61,96
	Zweite	6	50,33	52,46	56,75	54,58	58,83
1976	Erste	19	46,37	35,18	55,18	61,03	66,29
	Zweite	4	50,50	31,62	56,75	75,50	63,00
t-Test der Paardifferenz			0,026	-0,563	-3,582*	-1,118	2,308

* = $P < 0,05$

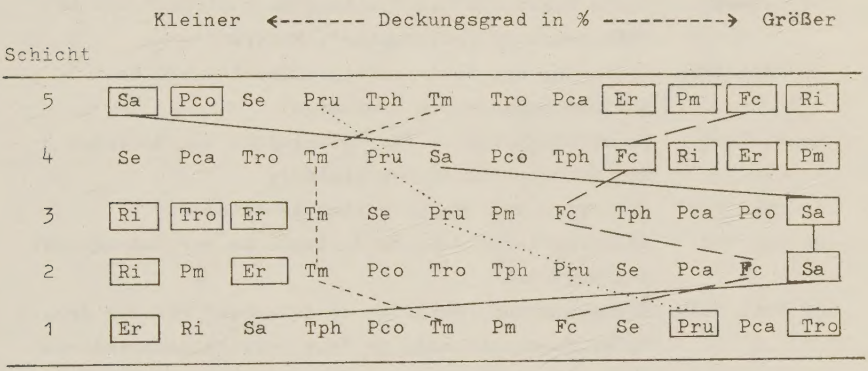
Tab. 37 Mittlerer Deckungsgrad in % der 5 Schichten in den Revieren der 12 Hauptarten in den Jahren 1974 und 1975

No.	Art	Jahr	Schichten 1	2	3	4	5
1	Zaunkönig	1974	60,09	40,61	37,72	52,52	67,98
		1975	62,31	31,52	37,00	60,25	63,63
2	Heckenbraunelle	1974	58,17	35,31	37,08	53,40	62,61
		1975	60,44	36,18	40,06	60,73	62,42
3	Mönchsgrasmücke	1974	57,81	39,06	49,39	59,16	54,32
		1975	50,11	36,39	45,06	61,40	50,78
4	Zilpzalp	1974	42,05	34,34	46,23	65,86	48,40
		1975	66,43	35,84	38,67	54,93	56,30
5	Sommergoldhähnchen	1974	43,04	30,92	32,90	66,66	81,76
		1975	56,61	30,89	34,33	59,86	71,15
6	Rotkehlchen	1974	44,01	35,73	38,39	62,91	67,21
		1975	42,44	33,94	38,48	61,25	65,02
7	Singdrossel	1974	51,72	33,58	32,92	57,27	60,34
		1975	53,36	36,80	43,64	62,61	63,49
8	Amsel	1974	57,23	35,10	39,47	56,54	61,67
		1975	50,89	34,55	37,67	59,31	64,56
9	Blaumeise	1974	59,97	36,59	36,19	54,54	67,58
		1975	60,47	36,75	43,41	56,01	64,79
10	Kohlmeise	1974	57,87	32,87	36,24	61,51	68,29
		1975	52,97	35,32	41,58	62,82	65,96
11	Kleiber	1974	77,27	36,44	32,51	49,67	59,96
		1975	46,98	36,02	43,31	57,41	57,69
12	Buchfink	1974	65,22	40,17	41,51	59,75	69,53
		1975	49,29	34,76	37,76	64,19	69,20
		$\bar{x}$	55,17	35,41	39,58	59,47	63,28

Tab. 38 Diskriminanzfunktionsanalyse: Ergebnisse der $D_i = \sum_j B_{ij} \bar{X}_j$ (Trennungswerte) für gegenübergestellte Arten nach Deckungsgrad in 5 Schichten (Artennamen: vgl. Tab. 4)

No.	N	Art	Tro	Pru	Sa	Pco	Ri	Er	Tph	Tm	Pca	Pm	Se	Fc
1	29	Tro		0,053	0,808	0,743	0,359	0,076	0,165	0,080	0,092	0,098	0,140	0,154
2	26	Pru	0,053		0,466	0,413	0,564	0,332	0,060	0,099	0,174	0,098	0,068	0,188
3	25	Sa	0,808	0,466		0,071	0,079	0,763	0,375	0,537	0,869	0,711	0,407	0,915
4	15	Pco	0,743	0,413	0,071		1,671	0,796	0,364	0,508	0,940	0,693	0,340	0,963
5	16	Ri	0,359	0,564	0,079	1,671		0,431	0,584	0,403	0,368	0,262	0,810	0,674
6	42	Er	0,376	0,332	0,763	0,796	0,431		0,151	0,163	0,381	0,185	0,839	0,245
7	32	Tph	0,165	0,060	0,375	0,364	0,584	0,151		0,059	0,265	0,089	0,156	0,163
8	41	Tm	0,080	0,099	0,537	0,508	0,403	0,163	0,059		0,126	0,071	0,099	0,503
9	24	Pca	0,092	0,174	0,869	0,940	0,368	0,381	0,265	0,126		0,141	0,246	0,209
10	35	Pm	0,098	0,098	0,711	0,693	0,262	0,185	0,089	0,071	0,141		0,275	0,086
11	17	Se	0,140	0,068	0,407	0,340	0,810	0,839	0,156	0,099	0,246	0,275		0,430
12	38	Fc	0,154	0,188	0,915	0,963	0,674	0,245	0,163	0,503	0,209	0,086	0,430	
Summe = sD_i =			3,068	2,515	6,001	7,502	6,205	4,662	2,431	2,648	3,811	2,709	3,810	4,530

Tab. 39 Anordnung der in Tab. 37 stehenden Arten nach von links nach rechts zunehmendem mittlerem Deckungsgrad in den 5 Schichten. Die Ergebnisse von 1974 und 1975 sind zusammen berücksichtigt worden, jedoch nicht aus Tab. 37 gemittelt. Arten mit ähnlichen kleineren oder größeren Ergebnissen in beiden Jahren sind umrahmt. Linien sollen die Ergebnisse gewählter Arten anschaulicher machen. Artennamen: vgl. Tab. 4.



Lebenslauf

Geboren am 19.09.1948 in Montréal, Canada

1954-1958	Besuch der "École primaire Délia Têtrault", Montréal (entsprechende Volksschule)
1959-1969	"Cours classique" in "Collège de Montréal" und in "Séminaire de Philosophie", Montréal
25 Juli 1969	Erlangung der Reifeprüfung (Baccalauréat ès Art)(entsprechendes Gymnasium)
Sept. 1969	Immatrikulation an der Universität von Montréal und Studium des Faches Biologie
13 Juni 1972	Erlangung des "Baccalauréat ès Sciences"
Ab Mai 1972	Graduiertes Studium in Biologie an der Universität von Montréal
12 Nov. 1974	Erlangung der "Maîtrise ès Sciences" mit der Arbeit "L'avifaune nicheuse de deux types d'associations forestières dans la zone du nouvel aéroport international de Montréal à Mirabel, Québec" Dép. des Sciences biologiques, Univ. Montréal, Feb. 1974.
April 1974	Immatrikulation an der Universität d. Saarlandes, Saabrücken im Fach Biogeographie. Annahme der vorliegenden Doktorarbeit bei Prof. Dr. P. Müller, Saarbrücken.
18 April 1977	Antrag zur Zulassung zum Promotionsverfahren an der Philosophischen Fakultät der Universität des Saarlandes, Saarbrücken